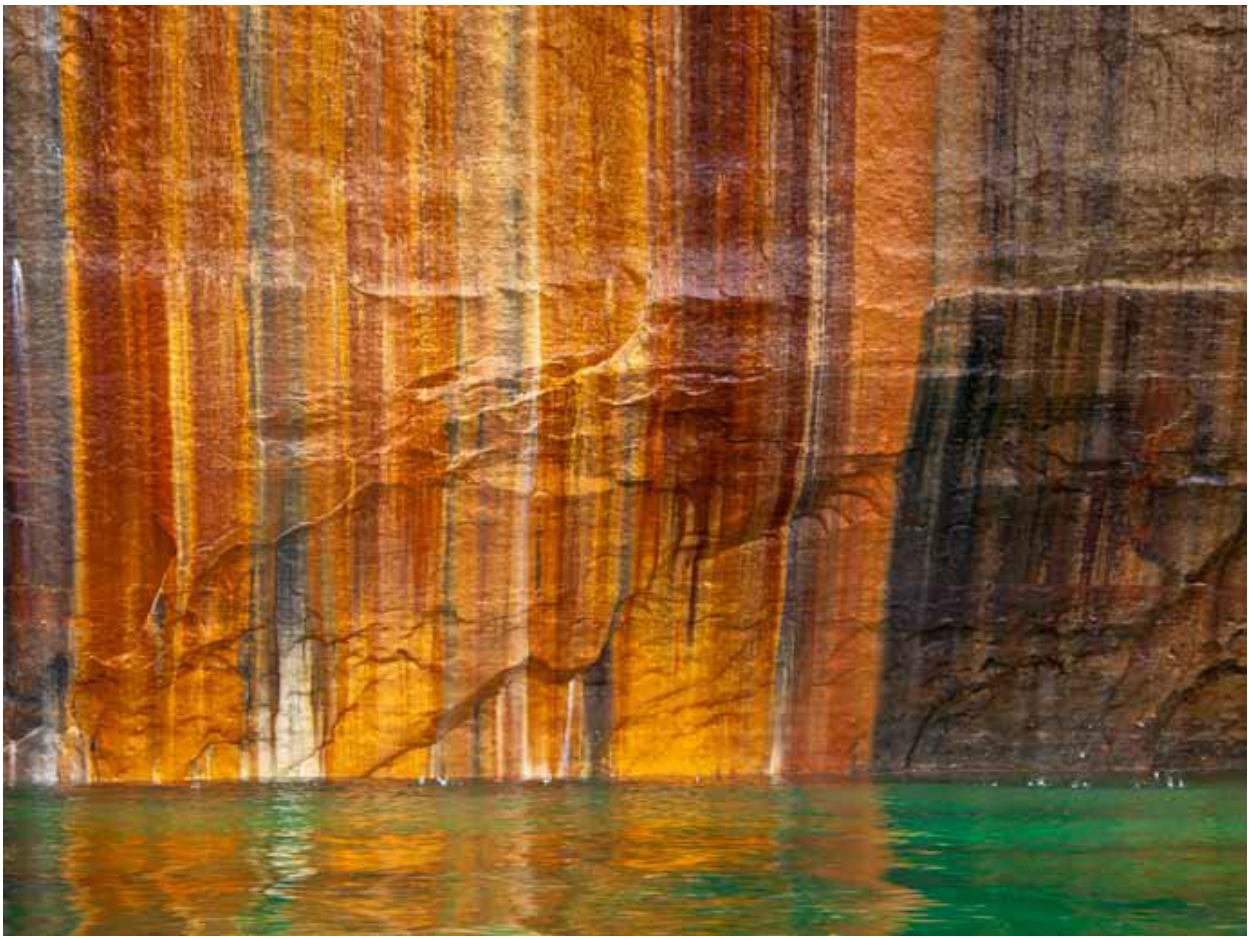
Science des eaux souterraines applicable à l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs : rapport de situation



Science des eaux souterraines applicable à l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs : rapport de situation

Préparé pour le Comité exécutif des Grands Lacs
par le sous-comité sur l'annexe 8
Octobre 2015
Ébauche

Éditeurs du rapport :

Norm Grannemann[1] et Dale Van Stempvoort[2]

[1]Service géologique des États-Unis, [2]Environnement Canada

Liste des membres du sous-comité sur l'annexe 8

Jon Allan, Michigan Office of the Great Lakes
Mike Baker, Ohio Environmental Protection Agency
Norm Grannemann, Service géologique des États-Unis (coprésident)
Scott MacRitchie, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario (remplaçant)
Lisa Sealock, Environnement Canada
Ian Smith, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario
Gayle Soo Chan, Administration de la conservation de l'Ontario
Dale Van Stempvoort, Environnement Canada (coprésident)
Mary Ellen Vollbrecht, Wisconsin Department of Natural Resources

Ce milieu humide côtièr le long du lac Huron à Dorcas Bay, près de Tobermory, en Ontario, est fortement affecté par le suintement des eaux souterraines. Crédit photo: Martha Allen, l'Agence Parcs Canada.

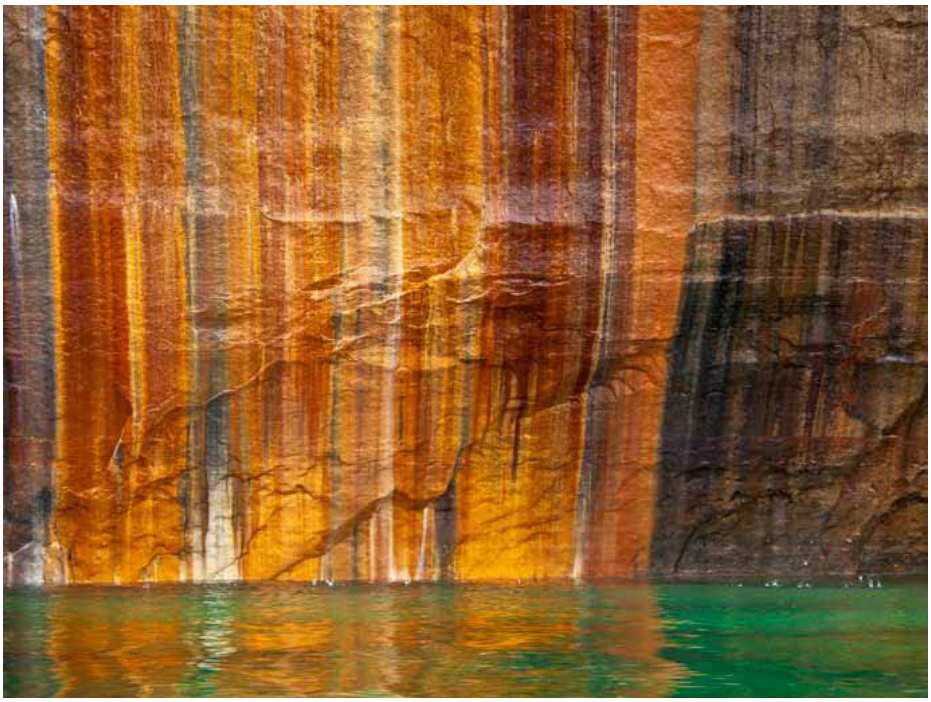


Photo de couverture : Coloration de la failaise en raison de l'infiltration des eaux souterraines le long du littoral du lac Supérieur: Pictured Rocks National Lakeshore près de Munising, Michigan. Crédit: Craig Blacklock, National Park Service.

Remerciements

Les éditeurs soulignent l'excellent travail des nombreux spécialistes des eaux souterraines, des écologues, des hydrologues, des ingénieurs et des autres qui ont partagé leurs connaissances pour ce rapport. Les auteurs sont cités au début de chaque chapitre. Les chapitres 2, 3, 4, 5 et 7 incorporent une grande partie de l'information compilée dans des rapports précédents préparés pour Environnement Canada (EC), ces rapports sont, respectivement : Coulibaly et Kornelsen (2013) et Conant (2014); Conant (2014); Robinson (2014); Portt (2014) et Sykes (2014). Les conseillers des divers chapitres comprenaient : Craig Smith, Ohio Environmental Protection Agency (chapitre 3); Linda Nicks, Upper Thames River Conservation Authority, (chapitre 3); Nicholas E. Jones, ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario (chapitre 5); Susan E. Doka, Pêches et Océans Canada (chapitre 5). Lan Ly a aidé à compiler et à formater les références de ce rapport. Le glossaire a été préparé par Lisa Sealock d'Environnement Canada, avec des commentaires de Janet Carter du Service géologique des États-Unis (USGS) et une contribution de divers auteurs des chapitres du présent rapport.

Parmi les lecteurs des divers chapitres du rapport figuraient des représentants des organisations membres du Comité exécutif des Grands Lacs et des membres des sous-comités propres à une annexe qui relèvent du Comité exécutif des Grands Lacs (notamment les annexes 4 et 9), entre autres. Ces derniers incluaient, sans s'y limiter : des représentants d'Environnement Canada, le Michigan Department of Environmntal Quality et l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (USEPA) (divers chapitres); Janet Carter (USGS) [chapitres 1, 2, 6, 8]; l'Administration de conservation de l'Ontario (chapitre 2); Agriculture et Agroalimentaire Canada, le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario (chapitre 2, 4); la National Oceanic and Atmospheric Administration, le ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario, le United States Army Corps of Engineers (chapitre 7).

1. BUT, PORTÉE ET CONTEXTE
- 1.1 But du présent rapport
- 1.2 Portée
- 1.3 Contexte

2. INTERACTION ENTRE LES EAUX SOUTERRAINES ET LES EAUX DE SURFACE
- 2.1 Introduction
- 2.2 Échanges entre eaux souterraines et eaux de surface – types, voies, complexité et variabilité
- 2.3 Quantités d'eau souterraine qui émerge directement et indirectement dans les lacs
- 2.4 Émergence d'eau souterraine dans le bassin des Grands Lacs – Lien avec la qualité de l'eau
- 2.5 Répercussions humaines sur les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs
- 2.6 Besoins scientifiques prioritaires

3. EAUX SOUTERRAINES ET CONTAMINANTS DANS LE BASSIN DES GRANDS LACS
- 3.1 Introduction
- 3.2 Renseignements de base sur les répercussions des eaux souterraines contaminées sur les eaux de surface
  - 3.2.1 Types et sources de contaminants dans les eaux souterraines
  - 3.2.2 Émergence d'eaux souterraines contaminées dans les eaux de surface
  - 3.2.3 Expositions des récepteurs et répercussions potentielles
  - 3.2.4 Caractérisation de l'émergence de l'eau souterraine contaminée
  - 3.2.5 Processus des eaux souterraines qui améliorent la qualité des eaux de surface
- 3.3 De quelle information disposons-nous et de quelle information avons-nous besoin pour le bassin des Grands Lacs?
  - 3.3.1 Repérer les sources de contaminants
  - 3.3.2 Études qui démontrent les émergences d'eau souterraine contaminée dans l'eau de surface
  - 3.3.3 Estimation des répercussions des eaux souterraines contaminées sur les récepteurs
- 3.4 Besoins scientifiques prioritaires pour combler les lacunes en matière d'information

4. EAUX SOUTERRAINES ET ÉLÉMENTS NUTRITIFS
- 4.1 Introduction
- 4.2 Éléments nutritifs dans les eaux souterraines
  - 4.2.1 Azote
  - 4.2.2 Phosphore
- 4.3 Éléments nutritifs dans les eaux souterraines du bassin des Grands Lacs
- 4.4 Sources d'éléments nutritifs dans les eaux souterraines
  - 4.4.1 Sources agricoles
  - 4.4.2 Sources non agricoles
- 4.5 Émergence des éléments nutritifs dans l'eau souterraine vers les eaux de surface
  - 4.5.1 Émergence indirecte de l'eau souterraine
  - 4.5.2 Émergence directe d'eau souterraine
- 4.6 Lacunes en matière de connaissances et besoins en matière de recherche

5. EAU SOUTERRAINE ET HABITATS AQUATIQUES DANS LES GRANDS LACS
- 5.1 Introduction
- 5.2 Influence de l'eau souterraine dans les habitats des Grands Lacs
  - 5.2.1 Eaux littorales
  - 5.2.2 Affluents
  - 5.2.3 Milieux humides
- 5.3. Besoins scientifiques

6. RÉPERCUSSIONS DU DÉVELOPPEMENT URBAIN SUR LES EAUX SOUTERRAINES
- 6.1 Introduction
  - 6.1.1 Problèmes liés à la quantité
  - 6.1.2 Problèmes liés à la qualité
- 6.2 Les eaux souterraines urbaines et le bassin des Grands Lacs
  - 6.2.1 Le bassin des Grands Lacs aux États-Unis
  - 6.2.2 Le bassin des Grands Lacs au Canada
- 6.3 Perspectives d'avenir
- 6.4 Besoins scientifiques prioritaires pour une compréhension améliorée des effets de l'expansion urbaine sur les eaux souterraines

7. RÉPERCUSSIONS DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES SUR LES EAUX SOUTERRAINES
- 7.1 Introduction
- 7.2 Climat et eaux souterraines : observations
- 7.3 Climat, eau souterraine et utilisation des terres
- 7.4 Climat, eau souterraine et prévisions : évaluation des répercussions
  - 7.4.1 Démarche axée sur la réduction d'échelle et la modélisation
  - 7.4.2 Principe de la graduation des décisions et prise de décision solide
- 7.5 Qualité des eaux souterraines
- 7.6 Quantité de l'eau souterraine
- 7.7 Lacunes et besoins en matière de données scientifiques

8. CONCLUSIONS ET RÉSUMÉ DES PRINCIPAUX BESOINS SCIENTIFIQUES
- 8.1 Conclusions
- 8.2 Résumé des besoins et des principales lacunes à combler en termes de connaissances scientifiques

Glossaire

Références

Liste des figures

Figure 2.1. Diagramme schématique illustrant les divers échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs (ébauche). Vues agrandies des voies d'écoulement de l'eau et des échanges spécifiques.

Figure 2.2. Carte des unités de la partie supérieure du substratum rocheux, y compris des aquifères, dans le bassin des Grands Lacs.

Figure 2.3. Carte de la géologie de surface dans le bassin des Grands Lacs.

Figure 2.4. Carte illustrant le pourcentage du débit de base qui contribue aux débits annuels des cours d'eau dans le bassin des Grands Lacs.

Figure 2.5. Carte schématique avec vue en plan montrant des tronçons absorbants, infiltrants, à la fois absorbants et infiltrants et à écoulement parallèle (c.-à-d. à échange nul) le long du cours d'eau.

Figure 2.6. Coupe transversale schématique d'un lit de rivière qui illustre l'étendue et la variabilité des échanges entres les eaux souterraines et les eaux de surface, y compris l'écoulement hyporhéique et l'étendue de la zone de transition.

Figure 3.1. Diagramme du modèle conceptuel de la zone de transition et des zones d'émergence de l'eau souterraine dans un cours d'eau, qui illustre schématiquement la répartition des organismes aquatiques (USEPA, 2008).

Figure 3.2. Emplacement des puits de surveillance dans le bassin des Grands Lacs pour lesquels des analyses disponibles sur la qualité de l'eau rendues publiques ont été menées entre 1994 et 2015.

Figure 3.3. Carte des secteurs préoccupants des Grands Lacs.

Figure 4.1. Quelques réactions biogéochimiques et physicochimiques clés dans le cycle de l'azote dans les milieux terrestres et aquatiques. Les composés sont organisés selon leur phase et l'état d'oxydation de l'atome d'azote..

Figure 4.2. Exemple de la position relative d'une zone riveraine dans le paysage.

Figure 5.1. Schéma de l'écoulement de l'eau souterraine dans les cours d'eau des milieux humides et les écosystèmes lacustres.

Figure 5.2. Zone d'émergence de l'eau souterraine dans un riche marécage de conifères influencé par l'eau souterraine. La ligne orange délimite la zone d'émergence, et la ligne bleue indique la présence du ruisseau.

Figure 6.1 Modifications du cycle hydrologique en raison de l'urbanisation.

Figure 6.2 Contaminants courants des eaux souterraines urbaines.

Figure 6.3. Tendances démographiques pour l'Ontario, Canada.

Figure 7.1 Facteurs touchant l'approvisionnement et la demande en eau et leurs relations.

Figure 7.2. La démarche axée sur la réduction d'échelle et le principe de la graduation des décisions pour la modélisation.

Liste des tableaux

Tableau 1.1 Activités scientifiques générales relatives aux eaux souterraines menées par différents ordres de gouvernement dans le bassin des Grands Lacs.

Tableau 2.1 Besoins scientifiques prioritaires concernant les interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface.

Tableau 3.1. Types de contaminants courants dans les eaux souterraines et information pertinente (non exhaustive) pour la gestion et l'évaluation de leur risque pour l'environnement.

Tableau 3.2. Catégorisation des sources anthropiques de la contamination des eaux souterraines.

Tableau 3.3. Exemples de bases de données comportant de l'information sur les zones d'eaux souterraines contaminées dans le bassin des Grands Lacs.

Tableau 3.4. Types de nouveaux contaminants (nouvelles substances chimiques préoccupantes; détections nouvelles ou améliorées en raison des capacités d'analyse améliorées).

Tableau 3.5. Études publiées dans la littérature scientifique revue par des pairs portant sur les observations de terrain de l'émergence d'eaux souterraines contaminées vers les eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs.

Tableau 3.6. Secteurs préoccupants des Grands Lacs et études rapport des émergences directes d'eaux souterraines contaminées vers les eaux de surface.

Tableau 3.7. Besoins scientifiques prioritaires liés aux eaux souterraines et aux contaminants.

Tableau 4.1 Besoins scientifiques prioritaires liés aux eaux souterraines et aux éléments nutritifs.

Tableau 5.1. Influence de l'eau souterraine sur les habitats aquatiques.

Tableau 5.2. Besoins scientifiques prioritaires liés aux habitats aquatiques.

Tableau 6.1. Estimations des fuites provenant des réseaux de services publics d'eau

Tableau 6.2. Sources de contamination ponctuelles, linéaires et distribuées dans les zones urbaines.

Tableau 6.3. Données sur la population pour les dix régions métropolitaines les plus importantes de la partie américaine du bassin des Grands Lacs qui montrent une croissance de 1990 à 2000, mais une stabilité relative depuis 2000.

Tableau 6.4. Population antérieure, actuelle et prévue en Ontario selon les régions.

Tableau 6.5 Besoins scientifiques prioritaires liés aux eaux souterraines et à l'expansion urbaine.

Tableau 7.1 Résumé des études d'impact des changements climatiques sur l'eau souterraine dans le bassin des Grands Lacs.

Tableau 7.2 Besoins scientifiques prioritaires liés aux changements climatiques et à l'eau potable.

Tableau 8.1. Liens entre les besoins scientifiques principaux présentés dans ce chapitre et les besoins scientifiques prioritaires déterminés dans les chapitres 2 à 7.

1. BUT, PORTÉE ET CONTEXTE

Norm Grannemann[1], Dale Van Stempvoort[2], Gayle Soo Chan [3] et Lisa Sealock[2]

[1] Service géologique des États-Unis, Lansing (Michigan), États-Unis
Environnement Canada, Burlington (Ont.), Canada
[3] Office de protection de la nature de la vallée Credit, Mississauga (Ont.), Canada
[4] Environnement Canada, Toronto (Ont.), Canada

Les Grands Lacs constituent le plus gros volume d'eau douce non gelée dans l'hémisphère occidental. Leur étendue et leur beauté dominent le bassin hydrographique des Grands Lacs (bassin des Grands Lacs). Ces vastes plans d'eau visibles attirent à juste titre plus d'attention que les eaux souterraines qui se trouvent sous les surfaces terrestres et aquatiques, bien qu'il a été évalué que la quantité d'eaux souterraines douces dans le bassin des Grands Lacs équivaut à peu près à la quantité d'eau dans le lac Huron (Coon et Sheets, 2006). Le fait que ces eaux soient sous terre et hors de vue explique pourquoi leur rôle a été moins reconnu que celui des eaux de surface. Pendant de nombreuses années, les activités scientifiques concernant les eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs étaient axées sur la recherche d'eau potable pour les collectivités riveraines et les systèmes privés d'alimentation, ainsi que pour l'irrigation. Au cours des dernières décennies, un plus grand effort scientifique a toutefois été alloué à la compréhension du rôle des eaux souterraines dans le bilan hydrologique global et dans les écosystèmes du bassin des Grands Lacs.

On comprend de mieux en mieux la forte interaction entre les eaux de surface et les eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs, en particulier dans les zones de sols sableux et de dépôts glaciaires à gros grains près de la surface terrestre. La plus grande partie de l'eau qui s'écoule dans les cours d'eau durant les périodes de précipitations faibles ou nulles provient du suintement des eaux souterraines dans les cours d'eau, les milieux humides et les lacs de surface. Ce suintement se produit sous les plans d'eau de surface et est réparti sur la longueur des rives d'un cours d'eau ou du littoral, et le simple observateur ne peut le remarquer. Toutefois, les spécialistes des eaux souterraines et les écologistes en ont pris note et ils travaillent à quantifier ces taux de suintement de même que les effets des eaux souterraines sur la qualité de l'eau et la température des plans d'eau de surface, et sur les habitats aquatiques dans ces plans d'eau.

Au cours des dernières décennies, une meilleure compréhension de la physique et de la chimie des interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface nous a fait réaliser qu'il est préférable de mieux comprendre la façon dont les eaux souterraines influent sur la qualité des eaux de surface. Cette reconnaissance a des incidences sur beaucoup des grands enjeux relatifs à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Par exemple, de quelle façon le transport des éléments nutritifs, des pesticides, des herbicides, ainsi que les boues en provenance des égouts et des installations septiques qui fuient, et qui sont incorporés dans les eaux souterraines qui émergent vers les eaux de surface influent-ils sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de même que sur l'écosystème des Grands Lacs? La nécessité de trouver des réponses à ces questions et à toute autre question concernant les eaux souterraines a déterminé les scientifiques comme les gestionnaires à étudier et à comprendre le rôle des eaux souterraines dans les enjeux touchant à la santé des Grands Lacs.

1.1 But du présent rapport

Lorsque l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (AQEGL) a été signé en 1972 par les gouvernements du Canada et des États-Unis (les « Parties ») (Environnement Canada, 2013a), les eaux souterraines n'étaient pas reconnues comme importantes pour la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. À cette époque, les eaux souterraines et les eaux de surface étaient encore considérées comme deux systèmes distincts, et leur interaction n'était presque pas comprise. Lors de la révision de l'AQEGL en 1978 (Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement [USEPA], 2012), la contamination des

eaux souterraines, comme celle rapportée sur des sites industriels hérités, dont celui de Love Canal près de la rivière Niagara, faisait les manchettes. Par conséquent, les répercussions potentielles des eaux souterraines contaminées de tels sites sur la qualité de l'eau des Grands Lacs sont devenues une préoccupation (Beck, 1979), et l'annexe 16 a été ajoutée à l'Accord, pour remédier à la « pollution causée par les eaux souterraines contaminées » (Francis, 1989). Toutefois, aucun processus officiel de production de rapport en vertu de cette annexe n'a été prévu.

Le protocole de 1987 modifiant l'AQEGL a modifié l'annexe 16 et a exigé la présentation de rapports sur les progrès à partir de 1988 (USEPA, 1988). Le protocole de 2012 a ajouté l'annexe 8 pour aborder les eaux souterraines de façon plus globale (Environnement Canada, 2013b). L'annexe 8 (Environnement Canada, 2013b) engage les Parties à coordonner les activités scientifiques et les actions visant la gestion des eaux souterraines; en premier lieu, à publier un rapport « sur ce qui est pertinent et disponible concernant les activités scientifiques relatives aux eaux souterraines » d'ici février 2015 (le présent rapport); et à déterminer « les priorités pour les activités scientifiques et les actions visant la gestion, la protection et l'assainissement des eaux souterraines ». Le mandat plus large de l'annexe 8 vise à (1) déterminer les répercussions des eaux souterraines sur l'intégrité chimique, physique et biologique de l'eau des Grands Lacs; (2) analyser les contaminants, y compris les éléments nutritifs dans les eaux souterraines, provenant à la fois des sources ponctuelles et diffuses, qui ont des répercussions sur l'eau des Grands Lacs; (3) évaluer les lacunes en matière de renseignements et les besoins scientifiques liés aux eaux souterraines afin de protéger la qualité de l'eau des Grands Lacs; (4) analyser d'autres facteurs, tels que les changements climatiques, qui touchent de façon individuelle ou de façon cumulative les répercussions des eaux souterraines sur la qualité de l'eau des Grands Lacs.

Un sous-comité binational sur l'annexe 8 a été constitué afin de diriger les efforts visant à remplir le mandat de cette annexe (les membres figurent à la page i de ce rapport). De son côté, ce sous-comité a recruté une équipe de travail pour qu'elle prépare ce rapport (les auteurs de chaque chapitre). Le présent rapport aborde les quatre objectifs susmentionnés, sur la base d'une compilation de ce qui est « pertinent et disponible concernant les activités scientifiques relatives aux eaux souterraines ». Plus précisément, le deuxième objectif (« analyser les contaminants ») est traité par l'incorporation de l'information obtenue lors des activités continues de surveillance et de recherche menées par les Parties, et par divers autres membres du Comité exécutif des Grands Lacs.

1.2 Portée

Le sous-comité sur l'annexe 8, avec son équipe de travail, a préparé ce rapport axé sur la compréhension actuelle (2015) des eaux souterraines et de leur influence sur la qualité de l'eau des Grands Lacs, ainsi que sur les lacunes dans les connaissances quant à l'établissement de priorités scientifiques relatives aux eaux souterraines. Le rapport permettra d'atteindre ou d'appuyer les engagements figurant à l'annexe 8 (Eaux souterraines) de l'AQEGL de 2012 (Environnement Canada, 2013a), ainsi que dans les priorités binationales quant aux activités scientifiques et aux actions de 2014-2016 concernant l'eau souterraine qui ont été établies conformément à l'article 5 de l'AQEGL de 2012 (http://binational.net/fr/2014/03/20/psa-pasa-2014/). Le rapport vise également à compléter et à appuyer le travail d'autres sous-comités qui ciblent les engagements figurant dans d'autres annexes de l'AQEGL (Environnement Canada, 2013a). De cette manière, une stratégie globale d'amélioration de la qualité de l'eau dans les Grands Lacs est encouragée, dans laquelle toutes les composantes du cycle hydrologique sont prises en compte. Ainsi, le rapport se concentre sur l'influence de l'eau souterraine sur la qualité de l'eau des Grands Lacs aux échelles régionales et n'est pas axé sur l'eau souterraine en tant que source d'eau potable (il convient toutefois de noter qu'environ 8 millions de personnes dans le bassin des Grands Lacs utilisent cette eau comme source d'eau douce; les puits forés pour l'approvisionnement en eau fournissent d'importants renseignements sur l'eau souterraine que l'on peut regrouper pour mener des évaluations régionales).

L'AQEGL définit les eaux des Grands Lacs comme étant les « eaux des lacs Supérieur, Huron, Michigan, Érié et Ontario ainsi que les réseaux hydrographiques reliés […], y compris toutes les eaux libres et littorales » (Environnement Canada, 2013b). Les eaux des affluents sont définies comme étant « les eaux de surface qui s'écoulent directement ou indirectement dans l'eau des Grands Lacs », et

l'écosystème du bassin des Grands Lacs est défini comme « l'interaction des éléments de l'air, du sol, de l'eau et des organismes vivants, y compris les êtres humains, et tous les ruisseaux, rivières, lacs et autres nappes d'eau, y compris les eaux souterraines, entrant dans le bassin hydrographique des Grands Lacs […] ». Ce rapport décrit la façon dont le flux naturel d'eaux souterraines vers les Grands Lacs et leurs affluents (c.-à-d. cours d'eau, lacs et milieux humides dans le bassin des Grands Lacs) peut améliorer la qualité et la quantité d'eau et fournir des habitats essentiels dans l'écosystème du bassin des Grands Lacs. Par conséquent, les prélèvements d'eau souterraine peuvent toucher la quantité d'eau dans les cours d'eau, la température du cours d'eau et la fonction écosystémique. Le présent rapport décrit également la façon dont les eaux souterraines sont un transmetteur (vecteur) de contaminants et apportent des quantités excessives d'éléments nutritifs dans les Grands Lacs, et reconnaît qu'il y a des sources diffuses et ponctuelles de divers contaminants et éléments nutritifs.

La portée du présent rapport inclut des enjeux communs aux autres annexes de l'AQEGL. Par exemple, on prévoit que la compréhension des effets des eaux souterraines dans les régions littorales des Grands Lacs appuiera les efforts visant à atteindre l'engagement de l'annexe 2 de l'AQEGL, soit celui d'élaborer un cadre intégré pour les zones littorales des Grands Lacs d'ici 2016. Ces zones littorales offrent des liens physiques, chimiques et écologiques entre les bassins versants des Grands Lacs, les cours d'eau, les milieux humides, les eaux souterraines et les eaux libres des lacs, et un habitat essentiel pour le biote des Grands Lacs. Les régions littorales sont aussi les endroits où l'utilisation humaine des ressources lacustres est la plus intense. Les régions littorales reçoivent les eaux usées des industries et des collectivités, ainsi que des éléments nutritifs, des bactéries et d'autres contaminants par l'entremise des eaux pluviales urbaines, des eaux de ruissellement rurales et des eaux souterraines et sont les endroits où s'accumulent les éléments nutritifs en quantités excessives et où ces derniers causent la dégradation de la qualité de l'eau et les proliférations d'algues nuisibles Les zones littorales sont aux prises avec les problèmes suivants : aménagements, modifications des rives, problèmes d'érosion et destruction d'éléments naturels comme les milieux humides côtiers, les baies protégées et les autres écosystèmes essentiels à la fonction des lacs. Actuellement, il y a de grandes lacunes dans notre compréhension du rôle des eaux souterraines dans les zones littorales.

Les chapitres 2 à 7 du présent rapport sont liés aux aspects distincts, mais interreliés, de la nature de la relation entre les eaux souterraines et les eaux de surface des Grands Lacs. Le chapitre 2 traite de la complexité des interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface, et décrit dans quelle mesure l'émergence d'eau souterraine dans les plans d'eau de surface (de façon directe et indirecte) constitue un aspect important dans l'évaluation de la qualité de l'eau des Grands Lacs et de la santé des écosystèmes aquatiques du bassin. Plus particulièrement, il a été reconnu que de grandes quantités d'eau souterraine entrent dans les Grands Lacs (de façon indirecte) en émergeant dans les affluents qui, ensuite, s'écoulent dans les lacs. Ce chapitre cherche à décrire les éléments suivants : les types fondamentaux de processus d'échange entre les eaux souterraines et les eaux de surface pour les cours d'eau, les étangs, les terres humides et les Grands Lacs; les voies d'écoulement de l'eau souterraine dans les plans d'eau de surface; l'hétérogénéité spatiale dans les échanges entre les eaux et les facteurs déterminants; les lacunes dans les connaissances concernant la compréhension de ces interactions.

Le chapitre 3 est axé sur les contaminants présents dans les eaux souterraines pouvant atteindre les Grands Lacs. Historiquement, seuls les cas majeurs de contamination par l'émergence directe d'eau souterraine étaient pris en compte. Le chapitre décrit de nombreuses lacunes en matière de données scientifiques et de connaissances qui indiquent un besoin d'avoir de meilleurs outils de caractérisation sur le terrain, une meilleure compréhension de l'importance de la zone de transition (entre l'eau souterraine et l'eau de surface) quant à la modification de la qualité de l'eau souterraine qui émerge, ainsi que davantage de recherches pour être capable de quantifier les répercussions des rejets d'eau souterraine contaminée sur les récepteurs écologiques.

Le chapitre 4 traite des éléments nutritifs dans l'eau souterraine et il s'agit d'un chapitre clé du rapport étant donné l'état d'eutrophisation actuel dans certaines parties du bassin des Grands Lacs. Ce chapitre est directement pertinent pour l'annexe 4 (Éléments nutritifs) de l'AQEGL (Environnement Canada, 2013b). Il présente le transport des sources agricoles et non agricoles des éléments nutritifs dans le système d'eau souterraine. Le chapitre traite aussi de la façon dont les éléments nutritifs sont stockés et de leur émergence avec les eaux souterraines.

Le chapitre 5 présente les effets de l'eau souterraine sur les habitats des Grands Lacs et est axé sur la zone littorale, les cours d'eau et les milieux humides dans le bassin des Grands Lacs. Ce chapitre décrit les caractéristiques et la dépendance aux eaux souterraines qui sont directement liées à l'annexe 7 (Habitats et espèces) de l'AQEGL (Environnement Canada, 2013b).

Le chapitre 6 se concentre sur un sujet préoccupant pour la qualité de l'eau des Grands Lacs; les répercussions des infrastructures humaines. De nombreuses villes sur les rives des Grands Lacs comportent des infrastructures en surface et souterraines, dont des bâtiments, des zones revêtues en dur, des tunnels, des égouts et des bassins de retenue des eaux pluviales, qui ont eu un impact sur la quantité comme sur la qualité de l'eau qui se retrouve dans les Grands Lacs. Étant donné que la majorité de ces villes puisent leur eau directement dans les Grands Lacs, la qualité de l'eau souterraine a été la plupart du temps ignorée. Malgré tout, les activités humaines causent une intensification et une modification de l'écoulement et de la qualité de l'eau de la subsurface des zones côtières. Les statistiques quant à la croissance démographique indiquent une augmentation significative d'ici 2030 pour beaucoup de ces villes riveraines, ce qui devrait causer d'autres problèmes de qualité de l'eau associés aux infrastructures urbaines.

Le chapitre 7 présente la compréhension actuelle de l'impact des changements climatiques sur l'eau souterraine et la façon dont ces changements peuvent influer sur la qualité de l'eau des Grands Lacs. Ce chapitre est directement pertinent pour l'annexe 9 (Répercussions des changements climatiques) de l'AQEGL (Environnement Canada, 2013b). Les modèles et les prédictions climatiques sont examinés pour cerner les besoins scientifiques et les lacunes dans la surveillance devant être comblés pour nous aider à comprendre la façon dont notre climat en évolution touche cette composante du réseau hydrologique des Grands Lacs.

Les conclusions du chapitre 8 résument les connaissances actuelles sur l'effet des eaux souterraines sur la qualité de l'eau des Grands Lacs. Ce chapitre résume et présente aussi les principaux besoins scientifiques, basés sur les besoins scientifiques prioritaires déterminés dans les chapitres précédents.

Comme l'indique ce rapport, il reste encore des lacunes dans notre compréhension du rôle des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs, et sur leur effet sur la qualité de l'eau des Grands Lacs. Le présent rapport vise à décrire l'état des connaissances scientifiques, de déterminer les lacunes scientifiques et à remplir le mandat de l'AQEGL, en particulier en ce qui concerne l'annexe 8 de cet accord.

Ce rapport inclut plus de 300 références qui sont généralement réparties en trois catégories principales : (1) celles qui traitent directement des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs, (2) celles qui traitent des aspects de la science des eaux souterraines directement liés au but de ce rapport, (3) celles qui traitent d'autres aspects de la science, mais qui sont liées aux effets des eaux souterraines sur la qualité de l'eau des Grands Lacs, en raison de l'interaction qui caractérise l'écosystème du bassin des Grands Lacs.

1.3 Contexte

Les activités scientifiques relatives aux eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs sont menées par divers ordres de gouvernement, par diverses organisations non gouvernementales et par des établissements universitaires et le secteur privé. Ces activités scientifiques ont de nombreux objectifs, dont la gestion des ressources hydriques et la protection de l'environnement. Une activité scientifique clé relative aux eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs est la surveillance continue des eaux souterraines, y compris des niveaux d'eau et des composantes de la qualité de l'eau. Ces activités scientifiques sont menées par divers ministères fédéraux, provinciaux ou d'État et par des agences et des organismes locaux (tableau 1.1).

Les eaux souterraines, que l'on ne peut voir, restent une énigme pour bon nombre de personnes, y compris celles dont l'approvisionnement en eau en dépend. En conséquence, l'un des objectifs de ce rapport consiste à fournir aux gestionnaires de la qualité de l'eau du bassin des Grands Lacs un résumé concis des renseignements pertinents sur l'eau souterraine. Des politiques efficaces en matière de qualité

de l'eau intégreront une excellente compréhension de la manière dont l'eau souterraine constitue une composante intégrante et essentielle du cycle hydrologique.

Limites

Le sous-comité sur l'annexe 8 a fait préparer le présent rapport par une équipe de travail disposant de ressources limitées et d'un échéancier serré pour les éléments livrables. Bien que ces spécialistes fassent partie des scientifiques les plus informés et respectés dans leurs domaines respectifs de spécialisation, les restrictions comme celles liées au temps et les décisions éditoriales concernant le public cible et la longueur du rapport ont empêché les auteurs de se lancer dans des détails exhaustifs. De plus, il existe énormément d'incertitudes quant aux connaissances scientifiques et de lacunes dans les données. Faire la lumière sur ces besoins scientifiques est un objectif principal de ce rapport.

Tableau 1.1 Activités scientifiques générales relatives aux eaux souterraines menées par différents ordres de gouvernement dans le bassin des Grands Lacs*.

Ministères fédéraux du Canada	
Environnement Canada	Eaux souterraines comme source potentielle de phosphore et d'autres éléments nutritifs pour les cours d'eau et les zones littorales des Grands Lacs; nouveaux contaminants préoccupants dans le bassin des Grands Lacs. (projets actifs) Estimation du débit de base des cours d'eau dans le bassin des Grands Lacs; eaux souterraines sous les plages le long des Grands Lacs; contaminants dans les eaux souterraines de faible profondeur le long des cours d'eau urbains. (projets inactifs)
Ressources naturelles Canada	Cartographie géologique en trois dimensions, caractérisation dans le sud-ouest de l'Ontario, en collaboration avec la Commission géologique de l'Ontario (2014-2019) (projets actifs) Levés géophysiques de fond fournis, ainsi que des relevés sismiques dans la région de Simcoe, pour appuyer les travaux de la Commission géologique de l'Ontario dans le cadre d'une collaboration continue. (projets inactifs)
Agriculture et Agroalimentaire Canada	Aucune composante scientifique directe concernant les eaux souterraines – les travaux pertinents ciblent la quantité (p. ex. irrigation, drainage par tuyaux enterrés) et la qualité (p. ex. lessivage des éléments nutritifs et des pesticides, contamination biologique) de l'eau qui quitte la zone des racines/du sol.
Ministères fédéraux des États-Unis	
Service géologique des États-Unis	Glacial Aquifer System Groundwater Availability Study (étude de disponibilité en eau souterraine du système aquifère glaciaire) (programmes et projets scientifiques actifs) Les responsables du programme National Water-Quality Assessment (NAWQA) des États-Unis ont dirigé deux projets importants dans le bassin des Grands Lacs; les responsables du programme Regional Aquifer Systems Analysis (RASA) des États-Unis ont dirigé trois projets importants incluant des parties du bassin des Grands Lacs; des projets moins importants ont été menés dans chacun des États des Grands Lacs par les centres des sciences de l'eau de l'USGS. (projets inactifs)
Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement	Appuie les évaluations liées aux eaux souterraines à l'aide d'un certain nombre de programmes tels que la *Clean Water Act*, la *Safe Drinking Water Act*, le Underground Injection Control program, la *Resources Conservation and Recovery Act*, le plan Source Water Protection et le Superfund.
Département de l'agriculture des États-Unis	Le Service des forêts fournit des directives pour permettre l'utilisation d'eau souterraine sur les terres du National Forest Service; le département de l'Agriculture des États-Unis utilise la recherche concertée et les services de vulgarisation pour aider les agriculteurs à régler leurs problèmes liés à l'eau souterraine, en particulier en ce qui concerne l'irrigation et la contamination.
Ministères provinciaux du Canada	
Ministère de l'Environnement de l'Ontario	Amélioration de la compréhension des relations entre les eaux souterraines et les eaux de surface, ainsi que le rôle des eaux souterraines dans le maintien des niveaux d'eau des Grands Lacs et des débits d'eaux des affluents; modélisation intégrée des eaux de surface et souterraines dans les zones connaissant un stress hydrique aux fins de protection de la source; renforcement du Réseau provincial de contrôle des eaux souterraines pour inclure une surveillance des précipitations, de l'évapotranspiration et de l'humidité du sol. (projets actifs) Caractérisation de l'eau souterraine en fonction du bassin versant aux fins de protection de la source. Détermination des zones de recharge et des aquifères vulnérables. Modélisation de l'eau souterraine pour déterminer les zones de protection des têtes de puits pour l'ensemble des municipalités qui utilisent l'eau souterraine. (projets inactifs)
Ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario	Renforcement de la surveillance de la sécheresse en travaillant avec le ministère des Richesses naturelles et des Forêts et le ministère de l'Agriculture de l'Ontario, en incluant la surveillance de l'humidité du sol aux sites du Réseau provincial de contrôle des eaux souterraines; certains indicateurs en matière d'eau souterraine pour les terres humides côtières en vertu de l'Ontario Wetland Evaluation System. (projets actifs) Établissement et mise en œuvre d'indicateurs de tarissement de l'eau souterraine. (projets inactifs)
Développement du Nord et des Mines de l'Ontario – direction générale de la Commission géologique de l'Ontario	Programme géoscientifique des eaux souterraines de la Commission géologique de l'Ontario : propriétés chimiques ambiantes des eaux souterraines; cartographie des sédiments en trois dimensions; cartographie du substratum rocheux paléozoïque en trois dimensions. (projets actifs) Cartographie régionale du substratum rocheux paléozoïque, avec cartographie du karst, stratigraphie séquentielle, cartographie des aquifères du substratum rocheux, cartographie des dépôts quaternaires à l'échelle régionale et cartographie superficielle et de subsurface; topographie du substrat rocheux; épaisseur du dépôt, levé géophysique (réflexion sismique régionale, gravité au sol, composantes magnétiques et électromagnétiques atmosphériques, radar servant au sondage du sol et levés géophysiques de fond). (projets inactifs)
Agences d'État des États-Unis	
Departments of Natural Resources et Environmental Quality dans les huit États des Grands Lacs	Entretenir les bases de données des diagraphies de puits issues des puits domestiques, d'irrigation et industriels. Diriger des études propres au site sur la contamination de l'eau souterraine, y compris des recherches sur les conditions de l'eau souterraine. Recueillir des données sur le prélèvement d'eau souterraine et évaluer les effets de ces prélèvements dans le cadre du Great Lakes Compact. Soutenir les ministères de la santé du comté avec l'obtention de permis de forage.
Administrations et agences locales au Canada	
Municipalités	Accent placé sur les approvisionnements en eau souterraine, les études sur la protection des têtes de puits, la surveillance de l'eau brute, la surveillance des puits à guérite et les études sur le bilan hydrologique aux fins de durabilité des approvisionnements, ainsi que les études sur la qualité de l'eau.
Offices de protection de la nature	Études relatives aux répercussions du développement sur les poissons et les habitats tributaires des eaux souterraines; soutien opérationnel pour le Réseau provincial de contrôle des eaux souterraines (Ontario); études sur les bassins versants pour aider à protéger les sources d'eau municipales; études sur les débits de base des cours d'eau; établissement d'indicateurs pour les émergences directes d'eau souterraine dans le lac Ontario; directives concernant les débits minimaux requis dans les cours d'eau selon les saisons et concernant la qualité de l'eau aux fins de gestion de l'eau municipale; évaluations de la vulnérabilité des infrastructures hydrauliques.
Administrations et agences locales aux États-Unis	
Départements de la santé de comté	Superviser les permis de forage des puits et diriger des essais sur la qualité de l'eau de ces puits. Maintenir les données sur les puits en collaboration avec le Department of Natural Resources ou le Department of Environmental Quality des États-Unis.
Administrations municipales	Les collectivités qui utilisent l'eau souterraine pour s'approvisionner en eau potable maintiennent des données sur le niveau de l'eau et la qualité de l'eau et mènent des études sur les effets des prélèvements d'eau souterraine sur les aquifères.

*Ne comprennent pas les recherches sur les eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs menées par le milieu académique (principalement par les universités), dont certaines sont financées par divers ordres de gouvernement.

2. INTERACTION ENTRE LES EAUX SOUTERRAINES ET LES EAUX DE SURFACE

Brewster Conant Jr.[1], Serban Danielescu[2], Howard Reeves[3], Paulin Coulibaly[4]

[1] *Université de Waterloo, Waterloo (Ontario), Canada*
[2] *Environnement Canada, Burlington (Ontario), Canada*
[3] *Agriculture et Agroalimentaire Canada, Fredericton (Nouveau-Brunswick), Canada*
[4] *Service géologique des États-Unis, Lansing (Michigan), États-Unis*
[5] *Université McMaster, Hamilton (Ontario), Canada*

2.1 Introduction

Ces dernières années, le rôle des eaux souterraines en tant que composante intégrale de l'écosystème du bassin des Grands Lacs a été de plus en plus reconnu. Actuellement, la compréhension du rôle des eaux souterraines va bien au-delà de la perception limitée du passé, où les eaux souterraines étaient considérées pertinentes seulement pour les enjeux concernant l'alimentation en eau potable des collectivités riveraines et des systèmes privés d'approvisionnement, l'alimentation en eau des industries ou l'irrigation. Les systèmes dominés par des eaux souterraines et des eaux de surface sont interreliés et devraient être traités comme un seul système et une seule ressource (Winter *et al*., 1998). Ces dernières années, on a de plus en plus reconnu que les eaux souterraines sont importantes dans le bilan hydrologique des Grands Lacs ainsi que dans le maintien de l'intégrité chimique, physique et biologique des écosystèmes aquatiques du bassin des Grands Lacs (l'encadré A énumère les services et les valeurs fournis par les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface). On évalue que l'émergence directe et indirecte des eaux souterraines dans les Grands Lacs contribuent à hauteur de 2,7 % et de 42 % (respectivement) aux apports d'eau dans les Grands Lacs (Neff et Nicholas, 2005) et qu'elles contribuent en moyenne à 70 % au débit des ruisseaux et des rivières dans le bassin des Grands Lacs (Neff *et al.*, 2005). De plus, le volume total d'eaux souterraines stockées dans les aquifères du côté américain des bassins versants des Grands Lacs est de 984 milles cubes (4 100 kilomètres cubes), ce qui équivaut au volume des eaux de surface stockées dans le lac Huron (Coon et Sheets, 2006), ou à environ 25 % du volume des eaux de surface stockées dans les Grands Lacs, ce qui signifie que les eaux souterraines dans le bassin pourraient être considérées comme l'équivalent d'un autre Grand Lac.

L'échange de l'eau entre les systèmes d'eau souterraine et d'eau de surface se fait par des zones de transition entre les eaux souterraines et les eaux de surface. Ces zones de transition sont constituées de surfaces et de volumes situés dans des lits de cours d'eau, des lits de lac, des milieux humides et des matériaux géologiques adjacents, où les caractéristiques passent d'un système dominé par des eaux souterraines à un système dominé par des eaux de surface et où les conditions dans ces zones sont dynamiques. L'écoulement de l'eau par les zones de transition est complexe et difficile à caractériser. Ce chapitre est axé sur les processus physiques qui contrôlent les voies d'écoulement de l'eau souterraine et les quantités d'eau souterraine échangées avec les plans d'eau de surface. Ces processus sont désignés en tant qu'échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface. Les eaux souterraines jouent aussi un rôle important dans le transport de l'eau, des éléments nutritifs et des contaminants vers les eaux de surface. Il est de plus en plus évident que l'interaction physique et les échanges, qui se produisent dans la zone de transition, entre des eaux ayant des caractéristiques chimiques et thermiques différentes jouent un rôle déterminant dans la qualité de l'eau qui émerge vers les eaux de surface (Conant *et al*., Le présent chapitre examine les enjeux ayant trait à l'écoulement de l'eau, à la quantité d'eau et, dans une moindre mesure, à la qualité de l'eau (les enjeux portant sur la qualité sont traités aux chapitres 3, 4 et 6), et conclut en résumant les lacunes dans les connaissances et les besoins scientifiques nécessaires pour améliorer notre compréhension des échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface et leurs effets sur le bassin des Grands Lacs.

2.2 Échanges entre eaux souterraines/eaux de surface – types, voies, variabilité et complexité

L'interaction entre les eaux souterraines et les eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs se produit par de nombreuses voies (figure 2.1) et, en général, les eaux souterraines s'écoulent en direction des plans d'eau pour y émerger si elles ne sont pas prélevées. Les types d'échange entre les eaux souterraines et les eaux de surface sont régis par la charge hydraulique relative des eaux souterraines par rapport au niveau des eaux de surface et la capacité des matériaux géologiques souterrains du système à transmettre de l'eau (leur conductivité hydraulique). La conductivité hydraulique du substratum rocheux dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs varie de très faible (p. ex., granite, gneiss et schiste; Freeze et Cherry, 1979) à très élevée (p. ex., aquifères gréseux et carbonatés; Freeze et Cherry, 1979) [figure 2.2]. L'écoulement des eaux souterraines à l'intérieur des gisements géologiques et à l'intérieur ou à travers la zone de transition peut être accéléré par des fractures ou des éléments karstiques dans les unités du substratum rocheux. La figure 2.3 illustre la variabilité des formations superficielles (non consolidées) qui recouvrent le substratum dans le bassin des Grands Lacs. Ces formations jouent un rôle important dans le contrôle de la nature des échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface et ont une incidence sur la quantité d'eau rechargée dans les nappes d'eau souterraine par les précipitations, ainsi que les endroits où se fait cette recharge. Des puits d'approvisionnement en eau utilisés pour les besoins municipaux, domestiques, industriels et agricoles dans le bassin des Grands Lacs ont été réalisés dans des aquifères du substratum rocheux et de surface. Les échanges peuvent avoir lieu entre des eaux souterraines (p. ex., eau stockée dans des aquifères, des couches encaissantes, des fractures et des nappes suspendues) et un Grand Lac et tout autre plan d'eau de surface, comme des cours d'eau, des étangs, des lacs et des milieux humides. Des exemples de ces échanges comprennent l'émergence d'eau souterraine peu profonde et profonde dans des lacs, des étangs et des milieux humides; l'apport du débit de base au débit des cours d'eau; l'écoulement de subsurface et le stockage dans les rives de cours d'eau qui se produit après des précipitations; et les situations où les eaux de surface rechargent des formations géologiques sous-jacentes. Du point de vue de la quantité d'eau, l'eau souterraine est importante pour le maintien du débit fluvial et des niveaux des plans d'eau intérieurs, en particulier durant les sécheresses, lorsque l'apport des précipitations est faible et que les pertes d'eau par évapotranspiration sont élevées.

ENCADRÉ A – Services et valeurs fournis par les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface (particulièrement importants en temps de sécheresse) :

- Maintien des débits de base dans les rivières et les ruisseaux.
- Maintien des niveaux des eaux de surface et atténuation des fluctuations des niveaux d'eau dans les lacs et les étangs.
- Approvisionnement en eau et maintien des conditions saturées pour certains types de milieux humides.
- Atténuation de la température des eaux de surface et fourniture d'habitat du poisson (p. ex. poissons d'eau froide) et de frayères et maintien de températures adéquates pour l'incubation d'œufs.
- Création de zones dans les cours d'eau, les étangs et les lacs qui constituent un habitat essentiel pour les poissons et qui agissent comme refuge thermique, du fait qu'elles sont fraîches lorsque les températures sont élevées en été et qu'elles sont relativement libres de glace (eaux libres) en hiver.
- Influence sur la croissance et la répartition des macrophytes et des autres végétaux dans les eaux de surface.
- Fourniture d'habitat et de conditions propices pour la vie aquatique benthique, de zones hyporhéiques et amélioration de la biodiversité.
- Maintien des zones de transition, qui comprennent les zones hyporhéiques, qui amortissent les changements de quantité et de qualité d'eau qui entre dans les plans d'eau de surface.
- Purification de l'eau, maintien de la santé de l'écosystème, atténuation de l'érosion et des crues, source d'éléments nutritifs.

Les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface sont complexes et varient considérablement dans l'espace et dans le temps. De nombreuses études ont démontré qu'il existe une variabilité spatiale à des échelles allant de centimètres à des dizaines de kilomètres. À l'échelle de la région ou du bassin, l'écoulement et l'émergence des eaux souterraines vers les eaux de surface (p. ex., débit de base de cours d'eau) sont principalement contrôlés par les variations dans la topographie, les pentes du cours d'eau et la géologie sous-jacente (Neff *et al.,* 2005a; Winter, 1999). Les estimations de l'apport du débit de base au débit d'un cours d'eau vont de 9 à 98 % (Neff *et al.*, 2005). Leur répartition géographique générale est présentée à la figure 2.4. À l'échelle d'un seul tronçon de cours d'eau, on observe que l'émergence des eaux souterraines varie le long du tronçon en fonction de la composition des sédiments, de la topographie du lit du cours d'eau, des tracés des méandres, de la présence de matière organique à grain fin, et de la hauteur d'eau dans le cours d'eau par rapport à la nappe phréatique, et que ces facteurs peuvent augmenter ou inhiber le déversement (Larkin et Sharp, 1992; Boulton *et al*., 1998; Conant, 2004; Smith 2005; Environment Agency, 2009; Cardenas, 2008). On observe que les cours d'eau ont des parties absorbantes, infiltrantes, à la fois absorbantes et infiltrantes et à écoulement parallèle (c.-à-d. échange nul), qui peuvent exister en configurations complexes (figure 2.5) et varier dans le temps (Woessner, 2000). À cette échelle et jusqu'à l'échelle des centimètres, l'eau des cours d'eau peut aussi avoir des régimes d'échange complexes avec les eaux souterraines, comme l'illustre la figure 2.6.

L'eau des cours d'eau peut pénétrer dans les sédiments, traverser horizontalement les sédiments du lit, potentiellement se mélanger à l'eau souterraine puis revenir dans le cours d'eau plus en aval. La zone où se produit ce type d'écoulement se nomme la zone hyporhéique et fait partie de la zone de transition qui existe dans le lit du cours d'eau et à côté (voir la figure 2.6). La zone hyporhéique est hautement variable et hétérogène et est une zone hydrologique, biologique et géochimique unique qui a le potentiel d'atténuer les contaminants des eaux souterraines et les produits chimiques naturellement présents qui y entrent (chapitre 3).

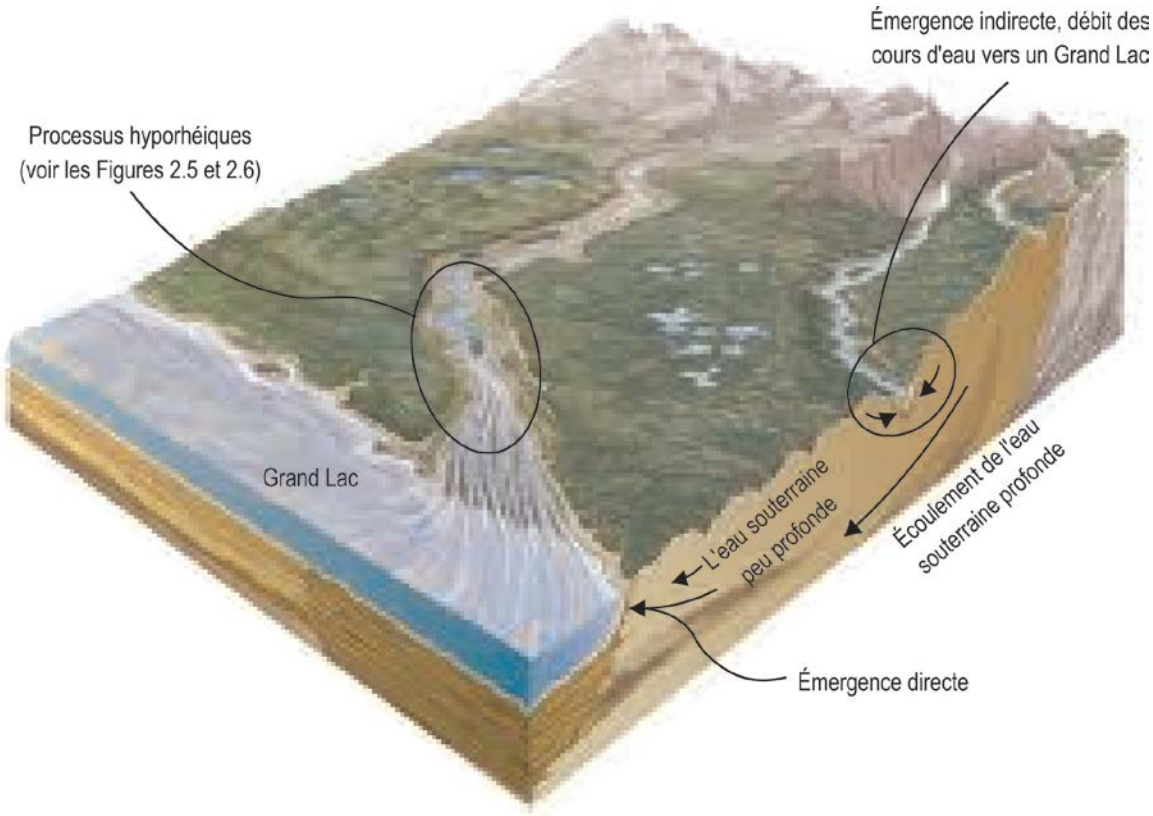


Figure 2.1. *Diagramme schématique illustrant les divers échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs (ébauche).* Vues agrandies des voies d'écoulement de l'eau et des échanges spécifiques.

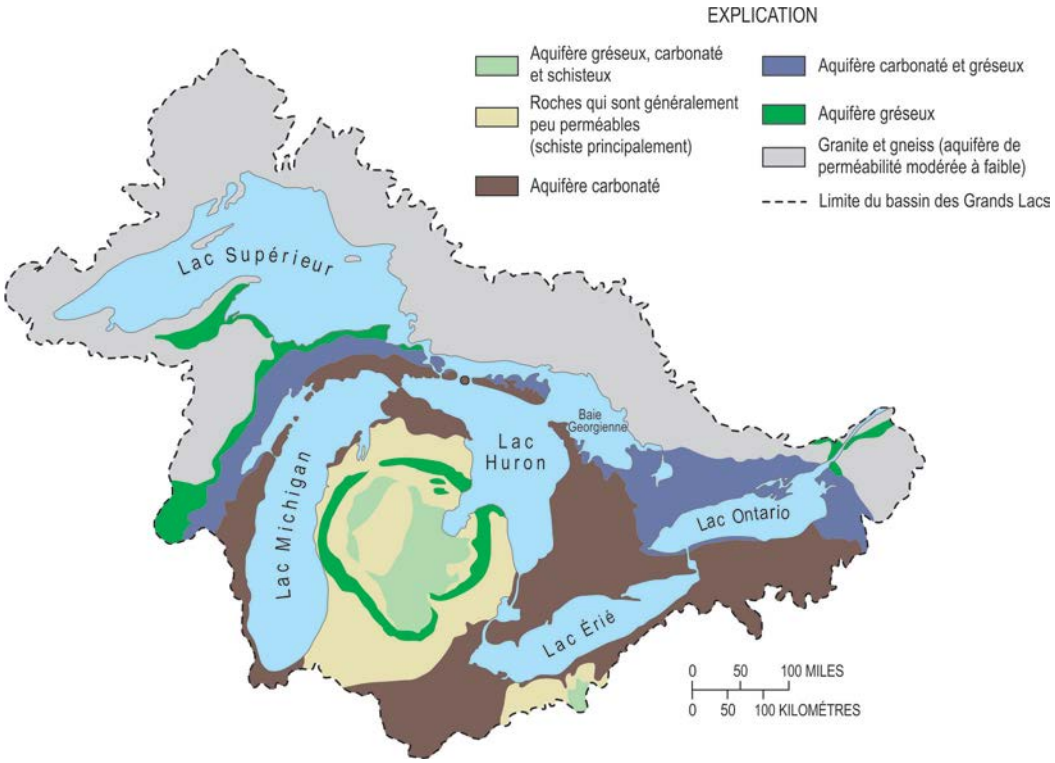


Figure 2.2. Carte des unités de la partie supérieure du substratum rocheux, y compris des aquifères, dans le bassin des Grands Lacs *(de Grannemann* et al*. 2000).*

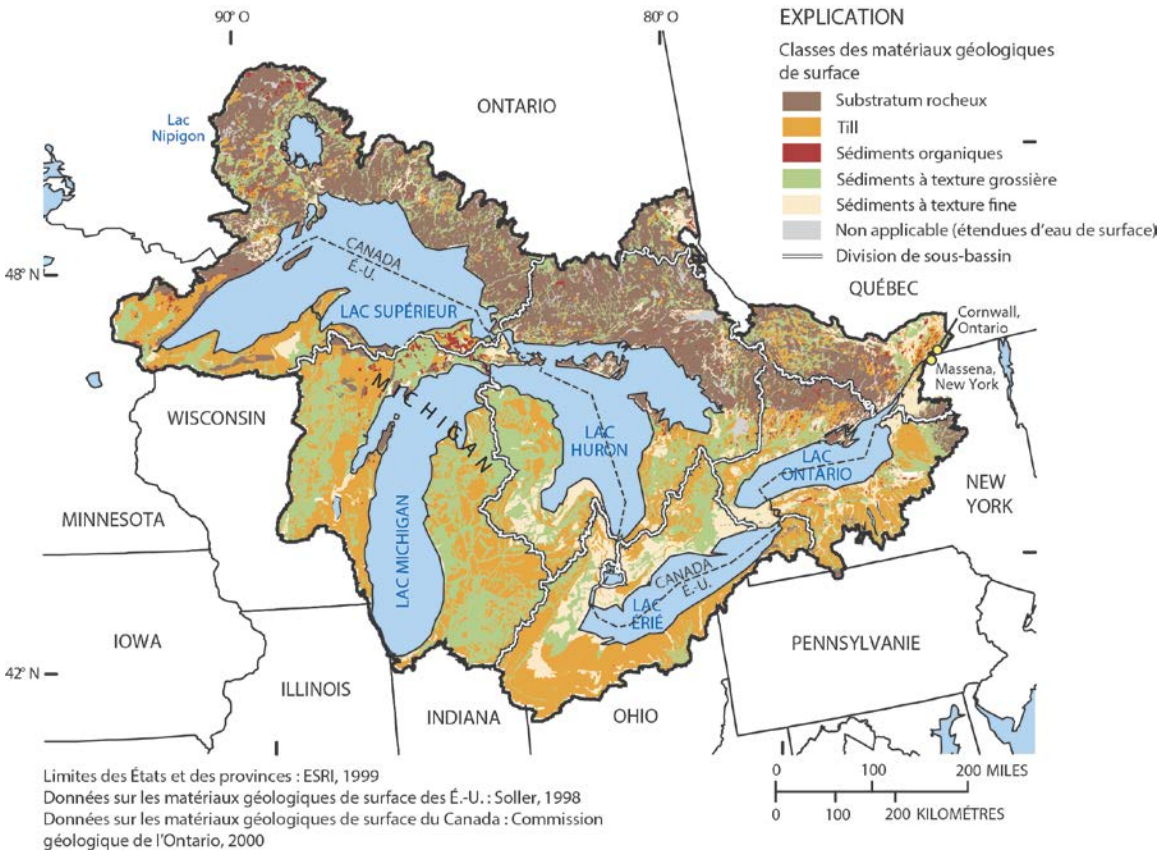


Figure 2.3. Carte de la géologie de surface dans le bassin des Grands Lacs (de Neff et al., 2006).

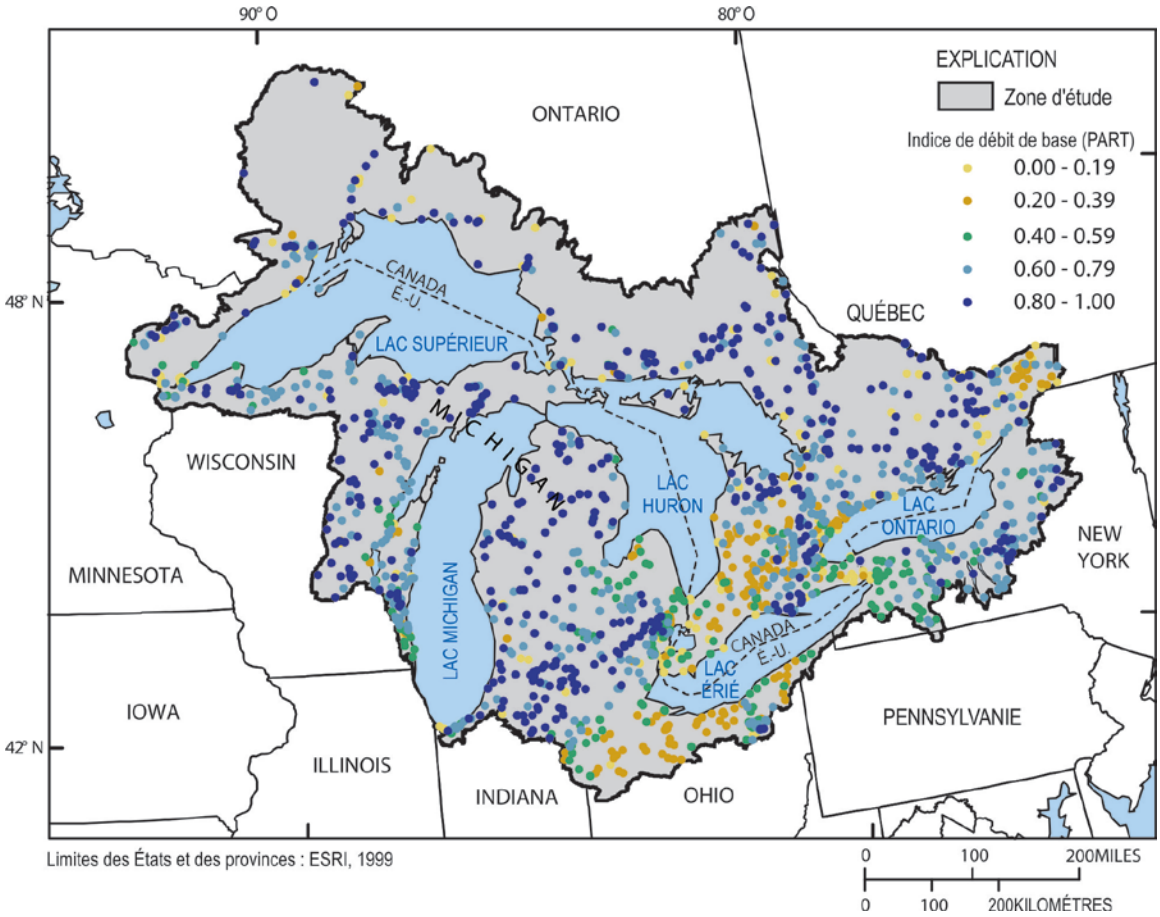


Figure 2.4. Carte illustrant le pourcentage du débit de base qui contribue aux débits annuels des cours d'eau dans le bassin des Grands Lacs (de Neff et al., 2005). Un indice de débit de base de 1,00 signifie que 100 % du débit des cours d'eau provient du débit de base, lequel provient généralement des eaux souterraines qui émergent.

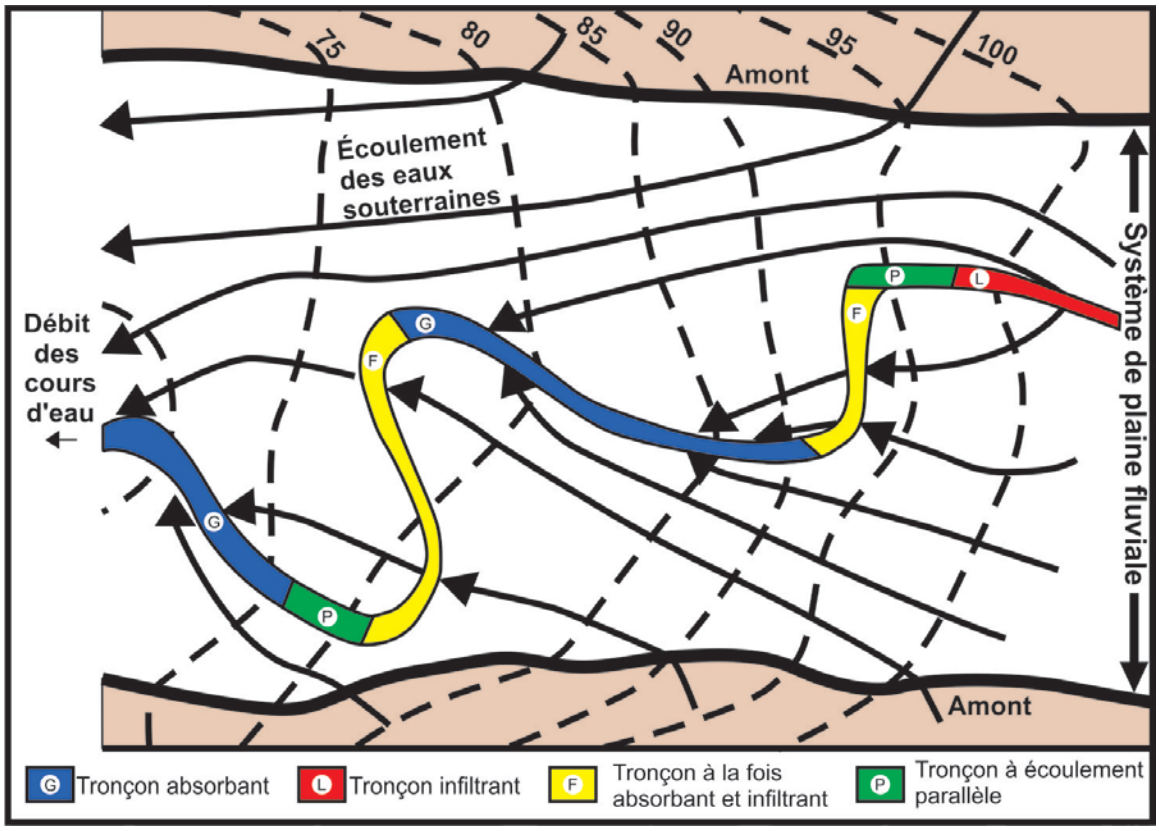


Figure 2.5. Carte schématique avec vue en plan montrant des tronçons absorbants, infiltrants, à la fois absorbants et infiltrants et à écoulement parallèle (c.-à-d. à échange nul) le long du cours d'eau. Les lignes pointillées indiquent les cotes de la surface libre de la nappe et les flèches indiquent les voies d'écoulement et les directions de l'écoulement des eaux souterraines (modifiée d'après Woessner, 2000).

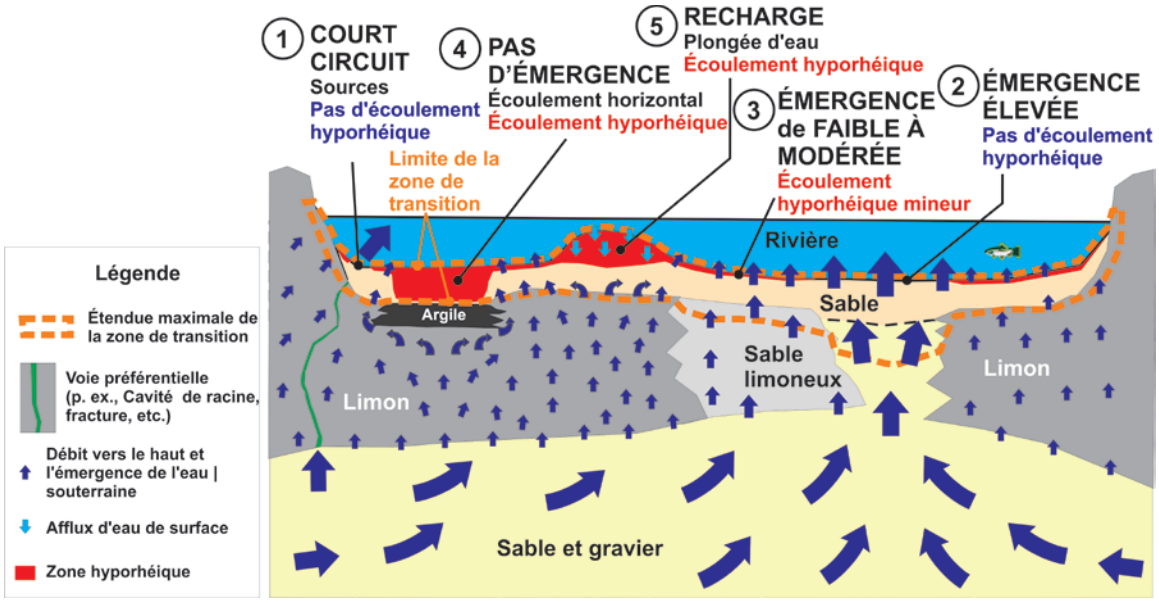


Figure 2.6. Coupe transversale schématique d'un lit de rivière qui illustre l'étendue et la variabilité des échanges entres les eaux souterraines et les eaux de surface, y compris l'écoulement hyporhéique et l'étendue de la zone de transition *(modifiée d'après Conant, 2014)*

Bien que de telles voies d'écoulement et de tels échanges de petite échelle ne sont pas considérés comme importants du point de vue de la quantité d'eau ou du bilan hydrologique (c.-à-d., ensemble des apports et pertes d'eau dans un cours d'eau), les processus dans la zone hyporhéique et dans les autres zones de transition peuvent être déterminants pour la qualité de l'eau qui entre dans le cours d'eau et pour la création d'habitats adéquats pour certains types de vie aquatique. Les lacs, les étangs et les milieux humides peuvent aussi comporter des zones absorbantes, infiltrantes et à échange nul, mais ils sont souvent des systèmes à la fois absorbants et infiltrants, où l'eau souterraine émerge dans une partie du bassin et où l'eau de surface recharge la nappe d'eau souterraine sous-jacente à un autre endroit (Winter, 1999). Les lits de lacs et les milieux humides ne comportent pas de zones hyporhéiques (dû à des débits généralement faibles); toutefois, des échanges complexes peuvent y avoir lieu, en dessous des lacs et des milieux humides et à l'intérieur de leurs zones de transition. Un type d'échange entre les eaux souterraines et les eaux de surface qui se produit le long des rives des lacs se produit dans les zones de jet de rive suite au déferlement des vagues sur la rive, en particulier durant les marées de tempête ou les seiches. L'eau transportée sur la rive par le déferlement des vagues peut s'infiltrer dans la plage et produire une crête de la nappe sous la zone de jet de rive, puis s'écouler de nouveau vers le lac tout en se mélangeant également à une partie de l'eau souterraine sous-jacente (Crowe et Meek, 2009).

Les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface peuvent varier temporellement en réponse à des changements de longue comme de courte durée. Les variations à long terme les plus importantes se produisent en raison des changements saisonniers dans les précipitations et l'évapotranspiration, qui influent sur les niveaux des eaux souterraines et des eaux de surface, bien que diverses études indiquent une variabilité interannuelle ainsi qu'une variabilité associée aux cycles climatiques plus longs (Coulibaly et Burn, 2005; Dolan et Chapra, 2012). Les échanges peuvent aussi varier dans des délais plus courts. Par exemple, immédiatement après un événement pluvio-hydrologique, les débits fluviaux et les hauteurs d'eau peuvent augmenter plus rapidement que les niveaux des eaux souterraines adjacentes, ce qui réduit grandement la fraction des eaux souterraines qui contribuent au

débit fluvial par rapport aux mois de faibles précipitations et où peu d'événements pluvio-hydrologiques se produisent. Lors des écoulements de pointe, les changements dans la hauteur d'eau peuvent faire en sorte que les eaux de surface se déplacent dans les rives adjacentes et s'y stocker (p. ex., cours d'eau qui passent temporairement de cours d'eau absorbants à cours d'eau infiltrants), et cette eau peut ensuite émerger de nouveau dans le cours d'eau lorsque la hauteur d'eau baisse. Ces changements peuvent occasionner des inversions généralisées de courte durée (horaires ou quotidiens) des gradients hydrauliques, et par moment convertir l'eau de surface en eau souterraine (stockage dans les rives), et par moment faire le contraire, lorsque l'eau souterraine (eau stockée dans la rive) se déverse dans l'eau de surface. Des inversions semblables peuvent se produire le long des rives des lacs, lorsque les vents de tempête peuvent causer des changements de courte durée dans les niveaux d'eau de surface (p. ex., accumulations d'eau et seiches causées par l'effet du vent) par rapport au niveau de la nappe adjacente. Ces variations sont importantes quand on tient compte du transport des contaminants ou des éléments nutritifs par les eaux souterraines ou du rôle des eaux souterraines pour maintenir les habitats et atténuer les températures dans les cours d'eau.

2.3 Quantités d'eau souterraine qui émerge directement et indirectement dans les lacs

Les eaux souterraines peuvent entrer dans les Grands Lacs par émergence directe et par émergence indirecte. Le lien entre les eaux souterraines et un Grand Lac est considéré comme direct lorsque les eaux souterraines s'écoulent dans les Grands Lacs par l'entremise du lit du lac, et il est considéré comme indirect lorsque les eaux souterraines émergent dans les affluents (lacs secondaires, cours d'eau ou milieux humides) pour s'écouler par la suite dans les Grands Lacs. Quelques tentatives ont été réalisées dans le but de quantifier les apports directs dans les Grands Lacs au moyen de méthodes comme des mesures directes sur le terrain, le calcul des bilans hydrologiques et la modélisation numérique (examens des travaux précédents fournis dans Coulibaly et Kornelsen, 2013; Conant, 2014); toutefois, chaque méthode est sujette à un taux d'incertitude considérable (Neff et Nicholas, 2005; Coon et Sheedts, 2006; Reeves, 2010). Le bilan hydrologique évalue que les émergences directes d'eau souterraine dans les lacs Supérieur, Huron, Ontario et Érié comptent pour environ 0,1 % à 2,7 % des apports totaux (Neff et Nicholas, 2005), mais il repose sur des valeurs hypothétiques quant à l'émergence de l'eau souterraine sur les rives. Le lac Michigan est le seul lac pour lequel un modèle numérique de l'écoulement de l'eau souterraine a été élaboré à l'échelle de tout le bassin versant. Ce modèle évaluait que 1,1 % de l'apport total dans le lac provenait de l'émergence directe (Feinstein *et al*., 2010). Par comparaison, les émergences indirectes par l'entremise des cours d'eau affluents apportent une contribution plus importante en eau souterraine que les émergences directes dans les Grands Lacs. Holtschlag et Nicholas (1998) ont estimé que les apports indirects aux Grands Lacs représentaient entre 22 % et 42 % des apports totaux pour chaque lac (c.-à-d., précipitations sur le lac, eaux de ruissellement et émergence indirecte d'eau souterraine). Cependant, ces estimations ont un taux d'incertitude élevé, car elles ont été extrapolées à partir d'un nombre relativement faible de cours d'eau dans la partie américaine du bassin des Grands Lacs.

L'émergence directe de l'eau souterraine dans les Grands Lacs peut se produire par des voies d'écoulement peu profondes ou profondes. Les voies d'écoulement peu profondes correspondent à des unités géologiques peu profondes, y compris des dépôts aquifères et non aquifères. Ces voies d'écoulement peu profondes sont d'envergure locale et plus sujettes à la contamination que les voies d'écoulement profondes (chapitre 3). À l'inverse, les voies d'écoulement profondes sont associées à des unités géologiques profondes, y compris à des aquifères du substratum rocheux, qui reposent sous des surfaces assez grandes, et qui peuvent contenir de l'eau antérieure à tout impact par des contaminants. Toutefois, l'eau des voies d'écoulement profondes peut aussi comporter des concentrations plus élevées de matières dissoutes, ou même être saumâtre, selon les matériaux géologiques qu'elle a traversés (Kolak *et al*., 1999, Hoaglund *et al.,* 2004, Ruberg *et al.,* 2005). L'émergence d'eau souterraine de faible profondeur dans les lacs a tendance à se concentrer dans les zones littorales, et diminue généralement à mesure qu'on s'éloigne de la rive (McBride et Pfannkuch, 1975; Lee, 1977), quoiqu'une hétérogénéité spatiale et des exceptions liées à ce régime ont été observées dans les Grands Lacs par Cherkauer et Nader (1989) et Harvey *et al.* (1997a, 1997b). En général, on s'attend à ce que les flux d'eau souterraine

profonde soient faibles par rapport aux flux de l'eau souterraine peu profonde. Par conséquent, l'évaluation de l'impact des eaux souterraines dans les zones littorales est de la plus grande importance dans le cadre des efforts de restauration et de protection de ces zones critiques. Les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface dans les zones côtières sont contrôlés par les matériaux géologiques qui constituent l'aquifère peu profond, la nature des sédiments sur le fond du lac ainsi que par les processus comme l'action des vagues, les effets du niveau de l'eau causés par le vent et les effets de l'évapotranspiration. Par exemple, l'eau souterraine émerge de préférence par des aquifères composés de sables et de graviers fluvioglaciaires non consolidés plutôt que par le substratum rocheux de faible conductivité hydraulique sous-jacent ou que par les matériaux argileux non consolidés adjacents. À une plus petite échelle, les lentilles de sable peuvent aussi créer des voies d'écoulement préférentielles. De même, les dépôts de sédiments grossiers sur le lit du lac dans la zone littorale favoriseront les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface davantage que les sédiments limoneux et argileux à grain fin que l'on retrouve normalement dans les parties plus profondes des lacs.

2.4 Émergence d'eau souterraine dans le bassin des Grands Lacs – Lien avec la qualité de l'eau

L'écoulement et le transport d'eau souterraine vers l'eau de surface finiront par avoir un effet sur la qualité de l'eau de surface. L'eau transportée peut être relativement pure et améliorer la qualité de l'eau de surface, ou bien elle peut être contaminée (p. ex., sels de voirie, éléments nutritifs, composés industriels, métaux dissous, hydrocarbures pétroliers, produits pharmaceutiques et autres nouveaux contaminants) et nuire à la qualité de l'eau de surface (voir les chapitres 3, 4 et 6 pour une explication détaillée des émergences d'eau souterraine contaminée). Dans certains cas, la concentration de l'eau souterraine qui émerge est la principale préoccupation; dans d'autres cas, la charge massique totale des substances apportées par les eaux souterraines est le problème. Dans tous les cas, il est nécessaire de connaître la quantité et les voies d'écoulement de l'eau qui émerge pour évaluer les effets sur le plan d'eau récepteur. Plus particulièrement, il est primordial de caractériser les interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface et la façon dont l'eau traverse les zones de transition pour comprendre comment protéger et gérer les écosystèmes aquatiques.

En termes de qualité de l'eau, l'eau souterraine joue un rôle important dans l'atténuation des températures des eaux de surface, permettant ainsi de fournir des habitats adéquats (chapitre 5), dans l'atténuation du pH des eaux de surface ou dans la fourniture d'éléments nutritifs qui influent sur la croissance et la répartition des macrophytes et des autres végétaux aquatiques (chapitre 5). Enfin, les régimes d'émergence différentielle peuvent fournir des habitats préférentiels et les conditions nécessaires pour la vie aquatique benthique et hyporhéique et pour favoriser la biodiversité. Le rôle que jouent les eaux souterraines dans la définition de la quantité, de la qualité et du type d'habitats dans le bassin des Grands Lacs est expliqué en détail au chapitre 5.

2.5 Répercussions humaines sur les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs

Les activités humaines peuvent avoir des répercussions sur le système d'eau souterraine/d'eau de surface de plusieurs manières, dont :

- le prélèvement d'eau souterraine par pompage qui intercepte ou empêche l'écoulement de l'eau souterraine de parvenir jusqu'à l'eau de surface;
- les prélèvements d'eau souterraine qui induisent l'infiltration et le captage d'eau directement depuis les plans d'eau de surface (voir le paragraphe suivant);
- l'urbanisation et les changements d'affectation des terres qui modifient les taux de recharge des nappes souterraines et le ruissellement vers les plans d'eau de surface (voir le chapitre 6), dont le développement urbain ou les autres grandes infrastructures comme les barrages, les réservoirs, les bassins de retenue des eaux pluviales, les réseaux de drainage et d'égout;

- la contamination de l'eau souterraine par des sources ponctuelles et diffuses, qui finit par émerger dans l'eau de surface, où la vie aquatique et les humains y seront exposés (voir les chapitres 3 et 4);

Outre ces activités humaines, les changements climatiques peuvent modifier l'occurrence, la fréquence et la quantité de précipitations, la recharge des nappes souterraines et l'intensité du ruissellement de l'eau de surface (voir le chapitre 7).

Leprélèvement (pompage) de l'eau souterraine est un enjeu important, car il peut réduire la quantité d'eau souterraine qui émerge dans les eaux de surface, nuisant ainsi aux habitats écologiques dans les plans d'eau de surface. Le pompage peut réduire de façon significative les niveaux d'eau souterraine, inverser la direction de l'écoulement entre l'eau de surface et l'eau souterraine, induire une infiltration de l'eau de surface dans l'eau souterraine et des changements dans les zones de partage des eaux souterraines. Cette inversion de l'écoulement peut changer des parties absorbantes de cours d'eau, de lacs ou de milieux humides en parties infiltrantes (Winter *et al.,* 1998; Granneman *et al.*, 2000, Reeves, 2010). Les réductions globales du flux d'eau souterraine vers les plans d'eau de surface pourraient finir par abaisser les niveaux de ces plans d'eau (ou même par les assécher) et peut-être par réduire le rôle positif des eaux souterraines dans la qualité des eaux de surface (p. ex., en réduisant les effets thermiques bénéfiques des eaux souterraines émergentes sur les habitats). L'infiltration induite modifiera l'environnement géochimique dans le lit du cours d'eau, ce qui pourrait occasionner des effets négatifs sur la qualité des eaux de surface captées par les stations de pompage, qui pourraient ainsi devoir nécessiter un traitement additionnel pour être potables.

Comme expliqués dans les chapitres 6 et 7, l'urbanisation et les changements climatiques ont tous deux le potentiel d'influer sur les taux de recharge par les précipitations, ce qui pourrait ensuite nuire aux eaux de surface et aux habitats. Les surfaces imperméables des zones urbaines et les pluies très intenses causées par les phénomènes météorologiques extrêmes rendus plus fréquents par les changements climatiques augmenteront le ruissellement se rendant dans les fossés de drainage et dans les plans d'eau de surface, et provoqueront des conséquences négatives, comme des crues soudaines de volumes et de débits élevés qui augmentent l'érosion et endommagent les habitats. Les fuites des conduites d'eau potable et d'eaux usées peuvent aussi ajouter de l'eau dans les nappes phréatiques peu profondes (chapitre 6).

La quantité comme la qualité des eaux souterraines jouent un rôle dans le maintien d'eaux de surface saines. En ce qui concerne les écosystèmes, on pourrait avancer que la quantité est plus importante que la qualité, car une réduction de la quantité peut causer une perte complète de l'habitat. Sans l'émergence des eaux souterraines, de nombreux cours d'eau, lacs et milieux humides pourraient s'assécher au cours de l'année, parce que les apports en eau des autres sources, comme les précipitations directes, l'écoulement de surface, l'écoulement de subsurface et l'écoulement restitué sont de trop courte durée ou de quantités insuffisantes pour compenser les pertes par évapotranspiration, les débits sortants et les prélèvements par des humains. Sans habitat adéquat, la qualité de l'eau n'est plus pertinente puisque la vie ne peut plus être maintenue dans ces zones sans eau. En revanche, si les eaux souterraines qui émergent dans les eaux de surface sont contaminées ou de mauvaise qualité, elles peuvent causer des effets toxiques, des conditions anoxiques, l'eutrophisation et des proliférations d'algues qui rendront également ces eaux inadéquates pour la vie aquatique et l'utilisation humaine (voir les chapitres 3, 4 et 5). En conclusion, il faut gérer adéquatement la quantité et la qualité des eaux souterraines pour garantir la présence d'écosystèmes aquatiques sains dans le bassin des Grands Lacs.

2.6 Besoins scientifiques prioritaires

La compréhension du rôle des eaux souterraines pose de nombreux défis : interaction avec les eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs, effets des eaux souterraines sur l'intégrité chimique, physique et biologique des eaux des Grands Lacs. Ces effets sont fonction non seulement de la quantité de l'écoulement souterrain, mais aussi de la concentration des substances dans cette eau, de la charge massique totale d'une substance amenée par les eaux souterraines, de la nature du plan d'eau récepteur

(p. ex., ruisseau, rivière, étang, lac ou milieu humide), et de la présence de récepteurs écologiques et humains.

On ignore encore beaucoup de choses sur le rôle des échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface dans la détermination de la santé des eaux de surface du bassin des Grands Lacs. Certains de ces éléments inconnus sont liés à la compréhension des processus fondamentaux qui contrôlent ces échanges, tandis que d'autres sont davantage liés à la caractérisation suffisamment détaillée des systèmes pour déterminer exactement ce qui se produit et où cela se produit. L'évaluation de l'effet des eaux souterraines sur l'intégrité chimique, physique et biologique du bassin des Grands Lacs est rendue compliquée par la grande variété des types de plans d'eau de surface dans le bassin des Grands Lacs et des interactions possibles dans chacun d'eux. Tous ces enjeux et problèmes en lien avec les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface peuvent être regroupés selon les cinq besoins scientifiques prioritaires suivants. Des détails supplémentaires sur les besoins scientifiques et les lacunes en matière d'information se trouvent dans le tableau 2.1.

i) Des outils sont nécessaires pour caractériser adéquatement l'hétérogénéité spatiale et la variabilité temporelle dans les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface

Pour l'instant, il n'existe pas de technologies ni de méthodologies pour recueillir les données nécessaires aux échelles fines dont on a besoin pour caractériser la variabilité spatiale et temporelle qui existent sur de grandes superficies. Il faut aussi des méthodes pour évaluer, mettre à l'échelle et modéliser ces variations d'échelle locales dans ces échanges, pour prévoir les effets à une échelle régionale dans le bassin des Grands Lacs.

ii) Il faut quantifier de façon exacte les émergences d'eaux souterraines vers les eaux de surface

Les estimations d'émergence directe de l'eau souterraine dans chacun des Grands Lacs sont mal connues et de nombreuses incertitudes sont associées à ces dernières. Des bilans hydrologiques et des mesures sur le terrain plus précis sont nécessaires pour déterminer les apports des eaux souterraines aux Grands Lacs, aux lacs, aux étangs et aux milieux humides, dans le but d'évaluer l'importance relative des eaux souterraines pour chacun d'eux.

iii) Il faut identifier les voies d'écoulement importantes des eaux souterraines vers les eaux de surface et délimiter les zones d'émergence d'eaux souterraines

Tant que les voies d'écoulement des eaux souterraines et que les zones d'émergence des eaux souterraines n'auront pas été correctement cartographiées, il ne sera pas possible de caractériser adéquatement les expositions et d'évaluer l'impact des eaux contaminées ou des éléments nutritifs sur la vie aquatique (particulièrement pour les expositions à l'intérieur de la zone de transition).

iv) Il faut déterminer les relations essentielles entre l'émergence des eaux souterraines et les effets négatifs sur la santé de l'écosystème aquatique

Les études indiquent que la zone de transition est une partie précieuse de l'écosystème et on sait que les émergences d'eaux souterraines offrent des refuges thermiques et des habitats de frai pour diverses espèces de poissons et pour la vie aquatique. Toutefois, on ne sait pas dans quelle mesure les émergences d'eaux souterraines peuvent être modifiées ou réduites par le pompage ou des facteurs naturels avant de causer des effets négatifs sur le biote dans la zone de transition et sur les eaux de surface.

v) Il faut caractériser et comprendre le rôle des processus de la zone de transition sur la qualité des eaux de surface

La zone de transition est une zone biogéochimique dynamique et active qui a la capacité de modifier la qualité des eaux souterraines qui traversent cette zone (p. ex., atténuation de certains contaminants et éléments nutritifs).

Par conséquent, il sera très difficile de déterminer l'effet de la qualité des eaux souterraines sur les eaux de surface, car la qualité de l'eau souterraine peut subir un changement significatif juste avant d'émerger dans le plan d'eau de surface.

La plupart des besoins scientifiques et des lacunes dans les connaissances concernant les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface visent la définition de complexités et d'hétérogénéités de petite échelle qui sont importantes, puis leur mise à l'échelle pour caractériser les effets potentiels ou réels sur la grande variété de plans d'eau de surface dans le bassin des Grands Lacs. Il est nécessaire de bien comprendre la grande variété des types d'échanges pour prendre des décisions de gestion éclairées et basées sur des données scientifiques en ce qui concerne les eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs.

Tableau 2.1 Besoins scientifiques prioritaires concernant les interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface.

Besoins scientifiques prioritaires	Besoins et lacunes dans les connaissances connexes
2A. Caractériser adéquatement l'hétérogénéité spatiale et la variabilité temporelle dans les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface	• Il faut incorporer l'hétérogénéité locale, l'écoulement souterrain local et la dynamique de la zone de transition dans les modèles à l'échelle du bassin. • Il faut déterminer dans quelles circonstances les processus hydrologiques et biogéochimiques de petite échelle dans la zone de transition doivent être incorporés dans des modèles de bassin versant à grande échelle pour prédire de façon précise les effets. • Il faut mettre au point de meilleures méthodes de reconnaissance pour détecter de façon rapide et peu coûteuse les émergences d'eau souterraine vers l'eau de surface, en particulier pour les zones où l'eau souterraine est contaminée. • Les données de terrain sont insuffisantes pour alimenter des modèles d'écoulement des eaux souterraines/des eaux de surface pour obtenir des estimations précises des flux d'eau et des contaminants à l'échelle de la variabilité qui existe dans les bassins.
2B. Quantifier de façon exacte les émergences d'eaux souterraines vers les eaux de surface	• Comprendre les effets du développement humain, de l'utilisation des terres et des changements dans les affectations des terres sur la quantité et la qualité des eaux souterraines qui émergent dans les Grands Lacs. • Élaborer des techniques pour mesurer facilement et directement les émergences d'eau souterraine profonde dans les Grands Lacs et pour évaluer l'importance relative des longs temps de séjour des eaux souterraines. • Améliorer les techniques pour mesurer de façon précise les composants individuels du bilan hydrologique (p. ex., évapotranspiration, écoulement de surface, écoulement de subsurface) pour réduire l'incertitude dans les estimations de l'émergence directe des eaux souterraines dans les eaux de surface des Grands Lacs. • La quantité totale des eaux souterraines qui émergent directement dans chaque Grand Lac est inconnue (la modélisation du lac Michigan a fourni quelques estimations). • De nombreux affluents des Grands Lacs ne sont pas jaugés ni surveillés; par conséquent, la quantité et la qualité des débits de base des ruisseaux et des rivières ne sont pas connues, ce qui limite la capacité d'estimer de façon exacte les débits de base, les charges de contaminants et l'émergence indirecte d'eau souterraine dans les Grands Lacs.
2C. Identifier les voies d'écoulement importantes des eaux souterraines vers les eaux de surface et délimiter les zones d'émergence des eaux souterraines	• Il faut réévaluer les modèles conceptuels actuels quant aux voies d'écoulement et aux processus hydrologiques à l'échelle du bassin des Grands Lacs, et quant à leur habileté à évaluer de façon exacte les effets des sources diffuses et des sources ponctuelles de contamination des eaux souterraines. • Il faut effectuer la cartographie et la délimitation exhaustives et uniformes des systèmes d'écoulement des eaux souterraines qui émergent directement dans les Grands Lacs. • On manque d'études sur le terrain détaillées et de résolution élevée qui quantifient et délimitent l'émergence des eaux souterraines du littoral dans les Grands Lacs. • Il faut effectuer une plus grande étude et surveillance des zones d'émergence et des voies d'écoulement des eaux souterraines pour déterminer les zones d'émergence élevée et préférentielle des eaux souterraines vers les plans d'eau de surface (ruisseaux, rivières, lacs et milieux humides). • Pour la plupart des systèmes d'écoulement souterrain, on ne connaît pas l'importance relative des systèmes d'écoulement peu profond et profond dans l'apport émergeant dans les plans d'eau de surface. En général, l'eau souterraine peu profonde risque davantage d'être contaminée que l'eau souterraine profonde.
2D. Déterminer les relations essentielles entre l'émergence des eaux souterraines et la santé de l'écosystème aquatique	• Améliorer la compréhension des quantités minimales et des seuils de débit d'eau souterraine requis pour soutenir les écosystèmes locaux dans différentes eaux de surface. • Améliorer la compréhension du devenir des contaminants et des processus de transport des contaminants dans les eaux souterraines et les zones de transition, et évaluer les effets écologiques des émergences d'eau souterraine. • Nous manquons d'information quant à l'emplacement des habitats par rapport à l'émergence d'eau souterraine et à l'émergence d'eau souterraine contaminée et par rapport aux temps critiques pour les expositions de la vie aquatique. • La cartographie et l'analyse de corrélation des écosystèmes et des répartitions de la vie aquatique par rapport aux zones d'émergence/de recharge des eaux souterraines sont nécessaires.
2E. Caractériser et comprendre le rôle des processus de la zone de transition sur la qualité des eaux de surface	• Élaborer des techniques d'évaluation qui peuvent séparer les effets des émergences d'eau souterraine sur l'eau de surface des effets de la dilution et du mélange avec l'eau de surface contaminée par d'autres sources. • Comprendre le rôle du stockage temporaire dans la zone hyporhéique dans l'atténuation des contaminants des eaux souterraines qui migrent en aval à partir de leurs points d'émergence dans les rivières et les ruisseaux. Déterminer dans quelle mesure les zones de transition atténueront les panaches de contaminants dans les eaux souterraines avant leur émergence dans les eaux de surface.

3. EAUX SOUTERRAINES ET Contaminants DANS LE BASSIN DES GRANDS LACS

Brewster Conant Jr.[1], *James W. Roy*[2], *Jeffrey Patzke* [3]

[1] *Université de Waterloo, Waterloo (Ont.), Canada*
[2] *Environnement Canada, Burlington (Ont.), Canada*
[3] *Ohio Environmental Protection Agency, Columbus (Ohio), États-Unis*

3.1 Introduction

Le présent chapitre porte sur le transport direct des contaminants (substances rejetées dans l'environnement par des activités humaines; voir le glossaire) contenus dans les eaux souterraines vers les milieux humides, les ruisseaux, les rivières et les lacs du bassin des Grands Lacs, par les voies d'écoulement définies dans le chapitre 2 (figure 2.1). Cet enjeu était à l'origine de l'ajout de l'annexe 16 à l'AQEGL de 1978. Le risque que représentent les contaminants des eaux souterraines pour les écosystèmes associés aux eaux de surface dépend : i) de l'étendue et de la répartition des sources de contaminants, ii) du devenir des contaminants et de leur facilité de déplacement (et de leurs produits de dégradation) lorsqu'ils se rendent dans la subsurface et la traversent pour atteindre les récepteurs dans l'écosystème aquatique et iii) de la toxicité ou de la nocivité des contaminants (y compris des produits de dégradation), ou d'autres changements délétères (p. ex. appauvrissement en oxygène dû à la biodégradation des contaminants) dans les conditions de l'écosystème causés par les contaminants dans les eaux souterraines. La qualité de l'eau et les écosystèmes des Grands Lacs peuvent être touchés par l'émergence directe dans les lits des lacs comme par le transfert de contaminants par l'entremise des émergences des eaux souterraines dans les affluents et les plans d'eau qu'ils alimentent (chapitre 2).

Les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface peuvent aussi avoir des effets positifs sur la qualité des eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs. Par exemple, les apports en eau souterraine non contaminée peuvent réduire les concentrations de contaminants dans les eaux de surface sous l'effet de la dilution. Dans pareils cas, les zones d'émergence des eaux souterraines peuvent être considérées comme des refuges contre les contaminants pour la vie aquatique. De plus, l'eau de surface contaminée qui entre dans les lits de cours d'eau et de lacs (dans les zones hyporhéiques et les zones de recharge de la nappe) et qui retourne ensuite dans le même plan d'eau, ou dans un plan d'eau à proximité, peut avoir des charges de contaminants réduites en raison de l'atténuation produite dans la subsurface.

On ne connaît pas toute l'étendue et toutes les répercussions de l'émergence des eaux souterraines contaminées dans les plans d'eau de surface du bassin des Grands Lacs. On sait qu'il existe de nombreuses sources de contamination des eaux souterraines dans le bassin et que les eaux souterraines sont une source importante, et souvent majeure, d'eau pour les plans d'eau de surface, et qu'elles ont une importance écologique importante. Des exemples de certains types de contaminants d'eaux souterraines qui émergent dans les eaux des Grands Lacs ont été publiés, mais très peu de ces études en ont déterminé les effets sur le biote qui réside dans les zones de transition ou dans les eaux réceptrices. La plupart de ces études portent sur la contamination à un seul site ou une seule zone (échelle de < 1 km), et pour l'instant il n'est pas possible de porter ces effets à l'échelle du bassin des Grands Lacs. Rien qu'au Michigan, on compte plus de 15 000 cas documentés de contamination de l'eau souterraine qui pourrait influer sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. On reconnaît qu'il est important de contrôler cette contamination; elle fait toutefois partie des programmes fédéraux, d'État et locaux et ne fait pas directement partie de l'AQEGL.

Il est nécessaire de chercher à mieux comprendre les processus qui contrôlent le devenir des contaminants, en particulier les nouveaux contaminants, ainsi que leurs répercussions sur les organismes aquatiques et leurs habitats, par rapport aux interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface et la zone de transition. Cette compréhension peut ensuite éclairer les décisions de gestion et peut être incorporée dans la prédiction des charges totales et dans la détermination de l'importance

écologique des contaminants dans les eaux souterraines des Grands Lacs, lorsque des modèles de plus grande échelle associés à la connaissance pratique des sources de contaminants et des apports de contaminants dans les eaux de surface sont utilisés. La plus grande partie de ces travaux nécessitent des équipes intégrées d'écotoxicologues et de spécialistes des eaux souterraines, qui travaillent de préférence sur des sites de recherche sur le terrain ciblés, au moyen d'une approche à long terme, globale, exhaustive et utilisant beaucoup de mesures.

3.2 Renseignements de base sur les répercussions des eaux souterraines contaminées sur les eaux de surface

3.2.1 Types et sources de contaminants dans les eaux souterraines

Les eaux souterraines peuvent être contaminées par une grande variété de produits chimiques et d'autres substances; huit des groupes les plus courants et les plus importants sont énumérés dans le tableau 3.1. Il s'agit d'éléments nutritifs, de sels (p. ex. sels de voirie), de métaux, d'hydrocarbures pétroliers et d'additifs pour carburant, de solvants chlorés et d'additifs, de radionucléides, de produits pharmaceutiques et d'autres contaminants nouveaux, de pesticides et de micro-organismes (y compris des agents pathogènes). Les caractéristiques communes pour de nombreux contaminants de l'eau souterraine sont : i) utilisation ou présence répandue dans l'environnement, ii) forte solubilité dans l'eau et iii) tendance à ne pas se fixer solidement aux substrats minéraux ou organiques (p. ex., composés hydrophiles), ce qui fait qu'ils se déplacent assez facilement dans les sols et les formations géologiques. Les sources de contamination des eaux souterraines peuvent être catégorisées selon la causalité, l'étendue spatiale et la durée du ou des rejets dans l'environnement (tableau 3.2). Beaucoup de ces contaminants entrent aussi dans les eaux de surface par d'autres voies, comme le dépôt atmosphérique, le ruissellement urbain/agricole, les rejets de stations d'épuration des eaux usées et les rejets industriels, ce qui peut rendre difficile l'identification des apports de contaminants par les eaux souterraines. Par opposition, les contaminants que l'on retrouve couramment dans les sédiments des lits de lacs ou de rivières (p. ex., BPC, HAP et certains métaux) ont tendance à être hautement hydrophobes; ils ont aussi tendance à se bioaccumuler et à se bioamplifier. Les propriétés physicochimiques qui permettent à ces contaminants de se fixer aux sédiments retardent et limitent aussi leur déplacement dans l'eau souterraine; néanmoins, ils peuvent quand même émerger dans les eaux de surface.

Dans certains endroits, comme en milieu urbain, de nombreuses sources différentes peuvent contaminer les eaux souterraines locales, causant des mélanges complexes (voir le chapitre 6 pour une analyse plus approfondie). En général, l'information quant à la masse de contaminants rejetés dans les eaux souterraines à un site donné, ou dans une zone urbaine spécifique, est peu diffusée, voire pas du tout, et difficile d'accès.

Enfin, il faut souligner qu'il existe des composés chimiques d'origine naturelle (p. ex., sel, mercure, arsenic, radon, méthane) dans les eaux souterraines et qui, en concentrations élevées, peuvent être toxiques et/ou avoir des effets négatifs pour la santé des humains ou des écosystèmes. Diverses activités humaines (p. ex., extraction minière, assèchement, extraction de pétrole et de gaz, assainissement de sites contaminés) peuvent causer l'augmentation de ces concentrations naturelles ou le transfert de ces composés chimiques avec l'eau souterraine vers des zones adjacentes (ou moins profondes) ayant des concentrations naturellement plus basses. Par exemple, il s'agit d'un enjeu important associé à la fracturation hydraulique utilisée pour l'extraction de gaz non conventionnel, qui est en cours ou proposée dans plusieurs régions du bassin des Grands Lacs.

3.2.2 Émergence d'eaux souterraines contaminées dans les eaux de surface

Le transport des contaminants dans les eaux souterraines depuis leur source jusqu'à un plan d'eau de surface est contrôlé par les conditions d'écoulement et les processus d'atténuation à l'intérieur des eaux souterraines (dont la zone de transition, chapitre 2). Les contaminants contenus dans les eaux souterraines qui se rendent dans les eaux de surface sont dilués, et de façon générale, cela se fait plus rapidement dans les ruisseaux et les rivières que dans les milieux humides et les lacs (sauf en cas de fortes vagues). Les contaminants des eaux souterraines qui se fixent sur les sédiments peuvent être entraînés par l'érosion, et de cette façon être transportés plus loin dans le cours d'eau récepteur ou dans les eaux

communicantes. Les conditions de transport et d'atténuation dans les eaux souterraines sont spécifiques au site et au(x) contaminant(s).

Les eaux souterraines peu profondes sont plus à risque d'être polluées par des contaminants, tandis que les eaux souterraines profondes peuvent être si vieilles qu'elles peuvent être antérieures aux activités industrielles et agricoles qui auraient pu les polluer. Les eaux souterraines n'émergent pas toutes dans les plans d'eau de surface; ainsi, certains contaminants contenus dans les eaux souterraines peuvent être captés par les puits de captage ou les dispositifs de drainage (p. ex., tuyaux de drainage, qui se déversent dans les eaux de surface), ou peuvent être absorbés par les végétaux qui transpirent.

Les régimes d'émergence peuvent être complexes en raison des différences temporelles et spatiales dans les conditions hydrauliques (voir le chapitre 2). Dans les lacs, les jets de rive et les changements de courte durée et de grande échelle dans les niveaux d'eau causés par des ondes de tempête et des seiches peuvent influer sur l'écoulement dans le lit du lac. Dans les rivières et les ruisseaux, il se produit un écoulement hyporhéique et un stockage dans les rives induits par les eaux pluviales, et dans les milieux humides, il peut se produire des événements semblables liés aux tempêtes et des variations de plus longue durée sur le niveau d'eau. Par conséquent, les panaches de contaminants qui atteignent la zone de transition des plans d'eau de surface font face à des voies d'écoulement complexes, ce qui résulte en une variété de régimes d'émergence qui peuvent changer avec le temps.

Les mécanismes d'atténuation des contaminants comprennent (voir le tableau 3.1) : sorption sur des surfaces solides, précipitation de minéraux, décroissance radiogénique, dégradation microbienne, volatilisation et absorption par les plantes (Schwartz et Zhang, 2003). Certains de ces processus peuvent s'intensifier dans la zone de transition. Par exemple, les métaux dissous dans une eau souterraine anoxique et présentant des conditions rédox (p. ex., fer, manganèse et arsenic) provenant des résidus miniers ont tendance à s'oxyder, à précipiter et à s'accumuler lorsqu'ils sont introduits à des sédiments oxygénés dans ou sous l'interface des sédiments (Benner *et al.*, 1995; Nagorski et Moore, 1999). De même, pour de nombreux composés hydrophobes, la teneur élevée en matières organiques dans les sédiments frais des cours d'eau et des lacs pourrait favoriser des degrés plus élevés de sorption que les matériaux plus vieux rencontrés le long des voies d'écoulement des eaux souterraines. Les sédiments riches en matières organiques soutiennent aussi des densités élevées de micro-organismes, qui pourraient favoriser la dégradation des contaminants organiques ou l'élimination des contaminants volatils, qui sont transférés de manière préférentielle sous forme de gaz produits biologiquement (p. ex., bulle de méthane), et ils peuvent être piégés sur place ou transportés vers l'eau de surface par ébullition des gaz. Les contaminants peuvent aussi être absorbés par les plantes riveraines ou aquatiques, ou par des organismes aquatiques.

Tableau 3.1. Types de contaminants courants dans les eaux souterraines et information pertinente (non exhaustive) pour la gestion et l'évaluation de leur risque pour l'environnement.

Type de contaminant	Principales sources	Préoccupations écologiques	Processus d'atténuation
Éléments nutritifs (N – nitrate, ammonium; P – inorganique/organique)	Engrais agricoles et de pelouses (organiques et inorganiques); réseaux d'égout et installations septiques; déchets d'élevage (fumier); sites d'enfouissement; cimetières; déchets ligneux; exploitation minière (explosifs); ruissellement urbain; (produits aussi dans la nature par la décomposition végétale ou les matériaux géologiques).	Contribution à l'eutrophisation (surtout le P); les composés de N présentent certains risques de toxicité.	Nitrates – absorption par les plantes, dénitrification dans des conditions anaérobies, rarement sorption. Ammonium – nitrification dans des conditions aérobies, sorption, volatilisation. Phosphore – sorption, absorption par les plantes, précipitation de minéraux.
Sels (chlorure) (les sels de voirie sont principalement du NaCl ou autres sels chlorés)	Épandage et stockage de sels de voirie; dépôts de neige; ruissellement urbain; sites d'enfouissement; cimetières; réseaux d'égout et installations septiques; résidus miniers; exploitation pétrolière et gazière (eaux produites); (produits aussi dans la nature par des matériaux géologiques).	Toxicité (chlorure) principalement; effet possible sur les processus selon la densité de l'eau (p. ex. renouvellement dans le lac).	Chlorure – soluté rémanent (habituellement non atténué).
Métaux, métalloïdes (souvent liés à l'exploitation minière)	Résidus miniers, activités et déchets industriels (p. ex., fusion, métallurgie, aciéries, tanneries, pâtes et papiers, usines de teinture); sites d'enfouissement, déchets d'incinération et dangereux; boues d'épuration et de fosses septiques; pesticides; additifs de carburant; peintures; produits de conservation du bois; ruissellement urbain; produits aussi dans la nature par des matériaux géologiques.	Peuvent être toxiques pour la vie aquatique à de très faibles concentrations; la toxicité dépend souvent de la forme (organique, inorganique) et de l'état de valence.	Métaux – sorption, absorption par les plantes, précipitations de minéraux (ne sont pas détruits par des réactions biologiques ou chimiques).
Hydrocarbures pétroliers et additifs pour carburants (benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes – BTEX; hydrocarbures aromatiques polycycliques – HAP) (liquides légers en phase non aqueuse (LNAPL) – flottent près de la surface libre de la nappe)	Exploitation pétrolière et gazière – pétrole brut, bitume et gaz à condensat (tête de puits ou site d'extraction, pipelines, raffineries, puits de refoulement); stations de transfert de carburant et installations de stockage (réservoirs souterrains qui fuient); ateliers de réparation d'automobiles; créosote (traverses de chemin de fer); sites d'enfouissement; fabrication – huiles de graissage; construction (goudron de houille, graisses, asphalte).	Toxicité aquatique; la phase huileuse recouvre la faune (problèmes de respiration et de mobilité); volatilisation dans le sol ou l'air intérieur; risque d'inflammabilité et d'explosion (y compris pour les produits de la biodégradation); absorption d'oxygène par la biodégradation.	Sorption (surtout les HAP), biodégradation microbienne (composants plus légers comme les BTEX; surtout dans des conditions aérobies).
Solvants chlorés et additifs (liquides denses en phase non aqueuse (DNAPL) – coulent sous la surface libre de la nappe)	Installations de fabrication industrielle (déversements, réservoirs et conduites qui fuient, élimination inadéquate) – production d'aéronefs et d'automobiles, fabrication de métal, peinture, fabrication de composants électroniques et électriques, outillage-ajustage, production de transformateurs et de condensateurs; déchets dangereux et municipaux; ateliers d'imprimerie; réparation d'automobiles; pesticides, nettoyage à sec.	Toxicité aquatique (beaucoup n'ont pas de valeurs recommandées pour les expositions à long terme; certains peuvent se bioaccumuler); volatilisation dans le sol ou l'air intérieur.	Biphényles polychlorés (BPC) – forte sorption; composés aliphatiques halogénés (p. ex. TCE - trichloroéthène) – sorption, volatilisation et biodégradation (surtout dans des conditions aérobies).
Radionucléides	Eau produite par les puits de pétrole et de gaz; déchets et eaux des mines; déchets nucléaires; présents à l'état de traces dans certains engrais.	Toxicité chimique et (principalement) radiologique.	La décroissance radioactive et la sorption sont hautement spécifiques au composé; certains composés (p. ex. ^{222}Rn) sont volatils.
Produits pharmaceutiques et autres nouveaux produits chimiques domestiques (voir le tableau 3.4 pour une liste de composés)	Boues d'épuration et de fosses septiques; sites d'enfouissement; stockage et épandage de fumier.	Toxicité (demeure grandement inconnue).	La sorption et la biodégradation sont hautement spécifiques au composé.
Pesticides	Usines de fabrication; épandage agricole et urbain; terrains de golf; application dans les cours d'eau/pulvérisation (p. ex. élimination des moustiques); déchets de sites d'enfouissement et déchets dangereux.	Toxicité (surtout pour des groupes semblables à l'organisme nuisible ciblé); modification de l'habitat.	La sorption, la volatilisation et la biodégradation sont hautement spécifiques au composé.
Agents pathogènes (bactéries, virus, etc.)	Boues d'épuration et de fosses septiques; stockage et épandage de fumier.	Maladies	Sorption et filtration par milieu géologique; inactivation (disparition).

Tableau 3.2. Catégorisation des sources anthropiques de la contamination des eaux souterraines.

Causalité	Rejets accidentels – déversements, fuites, suintement des ouvrages de retenue.	Applications ou rejets intentionnels – épandage d'engrais, de pesticides et de sels de voirie, installations septiques, déversement illégal.
Étendue spatiale	Sources ponctuelles – rejets localisés, comme par un réservoir souterrain qui fuit, un rejet d'installation septique, ou des lixiviats de site d'enfouissement.	Sources diffuses – sources de vaste étendue, comme l'épandage agricole ou le dépôt atmosphérique; sources réparties de façon linéaire, comme les sels de voirie, les fuites de canaux et les fuites de pipeline ou d'égout.
Durée	Rejets uniques – déversement, réservoir ou pipeline brisé.	Rejets récurrents ou continus – installation septique ou lixiviats de site d'enfouissement.

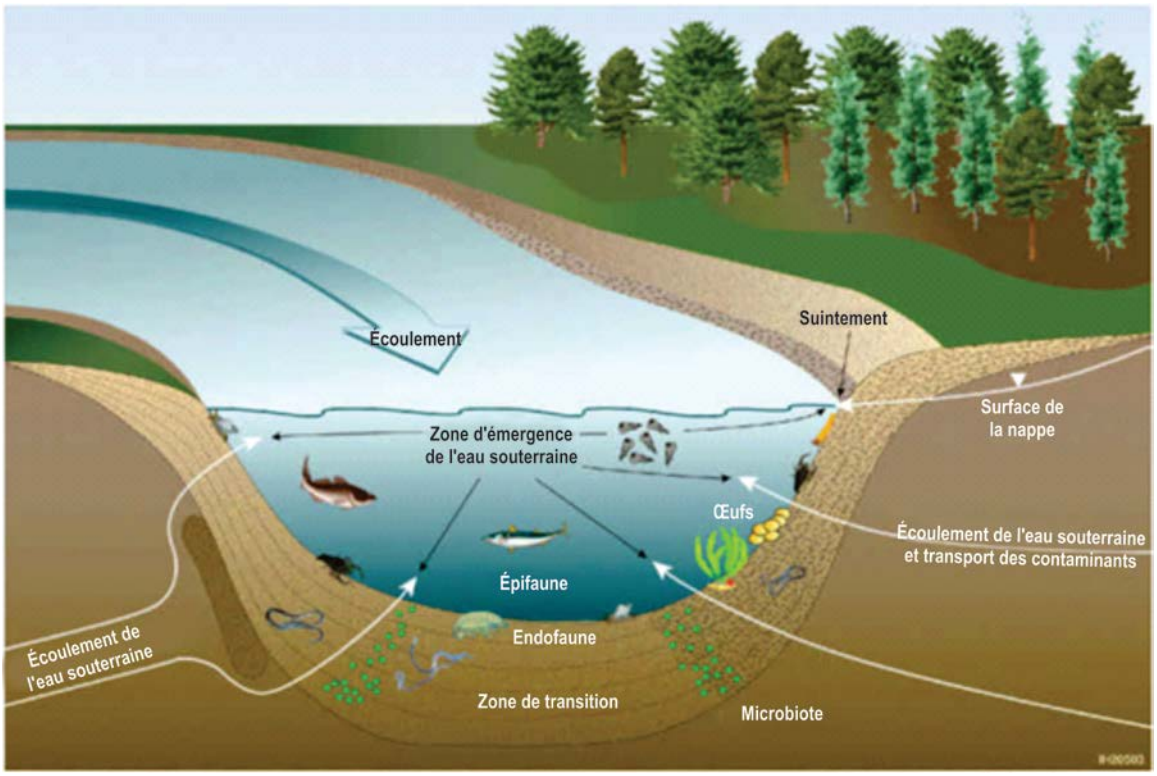


Figure 3.1. Diagramme du modèle conceptuel de la zone de transition et des zones d'émergence de l'eau souterraine dans un cours d'eau, qui illustre schématiquement la répartition des organismes aquatiques (USEPA, 2008).

3.2.3 Expositions des récepteurs et répercussions potentielles

Les zones de transition (y compris les zones benthiques) et les zones d'émergence d'eau souterraine (figure 3.1) fournissent un habitat pour une grande variété d'organismes benthiques et des espaces interstitiels (p. ex., périphyton, mollusques, invertébrés benthiques, vertébrés, plantes et espèces en voie de disparition), servent de refuge thermique pour la vie aquatique, et constituent des emplacements de choix pour le frai du poisson. Si l'eau souterraine de ces zones est contaminée, les organismes aquatiques sont potentiellement susceptibles de subir des effets négatifs à court terme et à long terme. Leur

exposition aux contaminants toxiques peut se faire de façon directe, par les eaux interstitielles ou par l'eau de surface touchée, ou à la suite d'un contact avec des sédiments contaminés, des détritus ou des organismes benthiques contaminés, ou en raison de l'ingestion de ces derniers. Les organismes dans la zone de transition peuvent être exposés à des sous-produits nocifs issus de la biodégradation de contaminants dans cette zone. Les panaches de contaminants dans l'eau souterraine qui émerge ont souvent de faibles teneurs en oxygène dissous, ce qui peut aussi nuire aux écosystèmes aquatiques.

Les organismes qui résident dans les zones d'émergence d'eau souterraine sont généralement exposés à des concentrations relativement élevées de contaminants avant que l'eau souterraine soit diluée avec de l'eau de surface. Par opposition, les organismes vivant dans les zones hyporhéiques des cours d'eau ou dans les zones de jet de rive des lacs profitent d'une certaine dilution de l'eau souterraine avec l'eau de surface qui y pénètre. À l'intérieur du plan d'eau de surface, les concentrations de contaminants peuvent aller de celles de l'eau souterraine qui émerge (généralement juste au-dessus des sédiments dans les eaux stagnantes) aux concentrations de fond du plan d'eau de surface.

La nature unique du biote et les scénarios d'exposition possibles dans la zone de transition ont incité l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (USEPA) à émettre des lignes directrices pour l'évaluation des zones de transition entre les eaux souterraines et les eaux de surface dans les évaluations des risques écologiques (USEPA, 2008). Le Canada a également élaboré récemment un document d'orientation pour les sites fédéraux contaminés portant sur ce sujet (Environnement Canada, 2014). Ces deux guides privilégient l'application des recommandations existantes pour la qualité de l'eau (écosystèmes d'eau douce) pour les contaminants dans les eaux souterraines, y compris pour les organismes de la zone de transition. Toutefois, ces recommandations ne tiennent pas compte de tous les contaminants courants dans les eaux souterraines (p. ex., chlorure de vinyle) ou des effets synergiques possibles de l'exposition simultanée aux multiples contaminants.

Enfin, les utilisations humaines des eaux de surface peuvent être compromises si les contaminants issus des eaux souterraines rendent l'eau d'approvisionnement non potable ou le poisson impropre à la consommation humaine (via la bioaccumulation des contaminants), ou s'ils favorisent les proliférations d'algues qui empêchent l'utilisation récréative des eaux. Le coût économique potentiel associé à ces effets négatifs peut être substantiel. Ces coûts peuvent être associés à la perte de sources d'approvisionnement en eau et/ou à la nécessité de recourir à un traitement coûteux, aux mesures correctives, au remplacement de la source d'approvisionnement, ou aux dommages subis par les industries de la pêche et du tourisme.

3.2.4 Caractérisation de l'émergence de l'eau souterraine contaminée

On peut évaluer le potentiel que les contaminants des eaux souterraines atteignent un plan d'eau de surface en déterminant où l'eau émerge dans les plans d'eau de surface, au moyen de données sur l'eau souterraine ou de modèles conceptuels ou numériques. Toutefois, pour déterminer les zones d'émergence réelles dans la zone de transition ou dans le plan d'eau, il faut prendre des mesures directement sur le terrain (voir Rosenberry et LaBaugh, 2008, pour une explication détaillée), étant donné les incertitudes dans les processus d'atténuation et le potentiel que l'écoulement souterrain contourne certains plans d'eau (p.ex., Savoie *et al.*, 1999, ont rapporté le cas d'un panache qui se déplace sous un plan d'eau pour émerger dans un plan d'eau situé plus en aval). La méthode la plus courante pour évaluer l'émergence de l'eau souterraine contaminée est de mesurer les augmentations de concentrations de contaminants (ou les éléments indicateurs pertinents dans l'eau souterraine) dans l'eau de surface. Par contre, cela s'avère souvent sans résultat parce que les concentrations sont souvent grandement réduites par la dilution qui se fait non loin de la zone d'émergence ou par d'autres processus d'atténuation. Lorsque la contamination peut entrer dans l'eau de surface par plusieurs voies différentes, il faut échantillonner l'eau qui émerge dans les lits de cours d'eau, les lits de lacs et les dépôts de milieux humides pour déterminer de façon définitive si l'eau souterraine contribue à la contamination de l'eau de surface. On peut échantillonner l'eau souterraine directement dans la zone de transition au moyen de piézomètres ou de mini-profileurs (Conant, 2004; Roy et Bickerton, 2010) ou d'échantillonneurs passifs à diffusion de vapeur (Church *et al.*, 2002), qui, combinés à des mesures de l'émergence de l'eau souterraine (consulter Rosenberry et LaBaugh [2008] pour connaître les méthodes permettant d'évaluer l'émergence), peuvent être utilisés pour évaluer la charge de contaminants apportée au plan d'eau de

surface. L'eau souterraine qui émerge peut être aussi être échantillonnée directement avec un instrument de mesure du suintement ou être évaluée à l'interface des sédiments avec des sondes spécifiques pour chaque contaminant (p. ex., sonde pour chlorure). Les mesures indirectes comprennent les méthodes géophysiques pour la détection de panache à conductivité élevée ou les observations de la présence ou de l'absence inhabituelle de la flore ou de la faune (Roy *et al.*, 2009).

3.2.5 Processus des eaux souterraines qui améliorent la qualité des eaux de surface

Les eaux souterraines, quand elles ne sont pas trop contaminées, peuvent améliorer la qualité des eaux de surface contaminées, probablement en offrant des refuges exempts de contaminants dans les zones d'émergence d'eau souterraine d'un plan d'eau de surface autrement contaminé. On peut comparer cela à l'influence de l'eau souterraine sur les refuges thermiques (voir le chapitre 5 pour de plus amples détails). Par exemple, le tronçon de la rivière Grand entre Cambridge et Branford, en Ontario, a été surnommé le « tronçon de rétablissement » parce que l'eau souterraine qui émerge dilue l'eau de surface qui est contaminée par les effluents de stations d'épuration des eaux usées. De même, les contaminants dans les eaux de surface peuvent pénétrer dans les sédiments peu profonds ou dans le système aquifère et être atténués (de la façon décrite ci-dessus) avant d'émerger dans le même plan d'eau ou dans un autre plan d'eau. En effet, la zone hyporhéique a été surnommée le « foie de la rivière » (Fischer *et al.*, 2005). Enfin, Ledford et Lautz (2014) ont démontré que l'écoulement fluvial en direction et en provenance des sédiments de la zone riveraine (c.-à-d. le stockage dans les rives) réduit les variations temporelles (réduit les valeurs de pointe) dans les concentrations de chlorure dans les cours d'eau urbains, qui ont été liées au ruissellement des sels de voirie.

La direction de l'écoulement souterrain peut aussi influencer la toxicité des contaminants dans les sédiments de la zone de transition. Par exemple, Greenberg *et al.* (2002) ont conclu que la plongée des eaux réduit la biodisponibilité des chlorobenzènes dans les sédiments de surface, en mobilisant les fractions dissoutes et libres et celles liées aux colloïdes en aval et à distance des organismes benthiques, réduisant ainsi l'exposition *in situ* des organismes.

Tableau 3.3. Exemples de bases de données comportant de l'information sur les zones d'eaux souterraines contaminées dans le bassin des Grands Lacs (liste non exhaustive, en particulier pour les gouvernements d'États).

Gouvernement(s)	Bases de données
Gouvernement du Canada (fédéral)	**Inventaire des sites contaminés fédéraux** (maintenu par le Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada) http://www.tbs-sct.gc.ca/fcsi-rscf/home-accueil-fra.aspx
Gouvernement de l'Ontario (provincial)	**Registre environnemental des sites** (maintenu par le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario) http://www.ontario.ca/fr/environnement-et-energie/reamenagement-des-friches-industrielles **Centre d'intervention en cas de déversement du ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario** (maintenu par le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario) https://www.ontario.ca/fr/environnement-et-energie/declarer-un-deversement **Inventaire des décharges de l'Ontario** (maintenu par le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario) http://www.ontario.ca/fr/donnees/petites-decharges-controlees **Protection des sources d'eau** (administré par le ministère de l'Environnement de l'Ontario et de l'Action en matière de changement climatique et Conservation Ontario) https://www.ontario.ca/fr/environnement-et-energie/protection-des-sources/
Gouvernement des États-Unis	**USEPA : Sites « Superfund » où vous habitez, région 5 (Minnesota, Wisconsin, Illinois, Indiana, Michigan et Ohio)** http://www.epa.gov/R5Super/ **Programme National Water Quality Assessment (NAWQA) de l'USGS (Service géologique des États-Unis) :** http://water.usgs.gov/nawqa/ Les trois sujets d'étude sont situés dans le bassin des Grands Lacs : bassin du lac Érié et de la rivière Sainte-Claire (Indiana, Michigan, New York, Ohio et Pennsylvanie), bassin du cours supérieur de la rivière Illinois (Ilinois, Indiana et Wisconsin), et bassins versants de l'ouest du lac Michigan (Wisconsin et Michigan). **Réseau national de surveillance de l'eau souterraine des États-Unis (National Ground Water Monitoring Network) :** http://cida.usgs.gov/ngwmn/ Une compilation de puits de surveillance des eaux souterraines choisis parmi les réseaux de surveillance des eaux souterraines locales du gouvernement fédéral, d'État et local dans tout le pays. Ce réseau est maintenu par le Service géologique des États-Unis (U.S.G.S.).
Gouvernements d'États – New York, Minnesota, Wisconsin, Illinois, Indiana, Michigan, Ohio et Pennsylvanie (des bases de données semblables aux exemples ici fournis existent probablement pour d'autres États)	**Department of Environmental Quality du Michigan – page « Site Investigation and Cleanup » :** http://www.michigan.gov/deq/0,4561,7-135-3311_4109_9846---,00.html **Michigan Dept. of Licensing and Regulatory Affairs :** recherche en ligne de réservoirs souterrains et de réservoirs souterrains qui fuient dans des installations http://www.deq.state.mi.us/sid-web/UST_Search.aspx **Minnesota Pollution Control Agency :** What's in My Neighborhood – permitted facilities, clean-up sites, etc. **Minnesota Pollution Control Agency :** What's in My Neighborhood – agricultural interactive mapping**:** **Ohio Ambient Ground Water Quality Monitoring Network :** http://epa.ohio.gov/ddagw/ambientmap.aspx

3.3 De quelle information disposons-nous et de quelle information avons-nous besoin pour le bassin des Grands Lacs?

3.3.1 Repérer les sources de contaminants

Tel qu'indiqué dans le tableau 3.1, il existe de nombreuses sources potentielles de contamination des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs, y compris des sources naturelles, des apports provenant de pratiques agricoles et d'activités urbaines, et des apports des grandes industries (p. ex., exploitation

minière, pétrolière et gazière, fabrication). Cette liste de contaminants est semblable aux listes créées et expliquées en détail par d'autres (Environnement Canada, 2001; liste du Conseil consultatif scientifique des Grands Lacs présentée à la CMI, 2010). Tel que décrit dans le chapitre 2, la combinaison de l'émergence directe et indirecte d'eau souterraine dans les Grands Lacs est très importante et, en conséquence, les contaminants présents dans les eaux souterraines risquent d'influer sur les lacs.

Les incidents de contamination des eaux souterraines sont assez courants et bien connus, et cette information se trouve dans de nombreuses bases de données gouvernementales (tableau 3.3) et dans la littérature scientifique publiée. De plus, les programmes de surveillance de la qualité de l'eau souterraine peuvent comporter des données qui pourraient indiquer les zones de contamination potentielle des eaux souterraines (tableau 3.3). En revanche, aucune de ces sources de données ne peut être interrogée facilement, d'une manière qui désignerait ou afficherait les zones d'émergence réelle ou potentielle des eaux souterraines contaminées dans les eaux de surface du bassin des Grands Lacs. Une des sources les plus prometteuses sont les plans de protection des sources d'eau élaborés pour chaque bassin versant en Ontario, tel que requis par la *Loi de 2006 sur l'eau saine* de l'Ontario (*Règlement de l'Ontario 287/07*) (ministère de l'Environnement (MEO), 2006). Certaines études ont colligé de l'information pour des zones particulières – par exemple, un rapport de MacRitchie *et al.* (1994) sur la qualité des eaux souterraines en Ontario indiquait qu'il y a un nombre élevé d'industries chimiques et pétrochimiques, d'aciéries et d'autres industries le long des chenaux de liaison des Grands Lacs, et résumait leur potentiel en tant que sources potentielles de contamination des eaux souterraines. Selon l'étude sur les chenaux de liaison des Grands Lacs d'amont (Upper Great Lake Connecting Channels Study) [Groupe de travail sur les sources non ponctuelles, 1988a,b,c,d], 214 sites ont été recensés du côté américain des chenaux (au Michigan) et 110 sites ont été recensés du côté canadien des chenaux. Par contre, la vaste majorité des renseignements spécifiques à des sites portant sur les émergences d'eau souterraine contaminée dans l'eau de surface se trouve dans les rapports de consultants soumis aux propriétaires des sites et/ou aux organismes de réglementation. Ces rapports sont normalement confidentiels et ne sont pas accessibles au public dans les bases de données des sites Web de l'USEPA ou du ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Il est probable qu'une bonne partie de la contamination des eaux souterraines reste non détectée, surtout aux endroits éloignés des puits d'eau potable municipaux et des puits de surveillance fédéraux (USGS) et provinciaux/d'État (figure 3.2), qui sont souvent assez profonds et qui peuvent constituer les seuls dans la zone à être soumis à des essais réguliers pour divers contaminants (en particulier les nouveaux contaminants; tableau 3.4). Les évaluations de la qualité des eaux souterraines sont difficiles et coûteuses à réaliser, et couvrent généralement une faible étendue spatiale, sont généralement touchées par les effets possibles de la dilution en raison de l'échantillonnage de puits aux longues crépines et par des analyses chimiques limitées (c.-à-d., elles souvent axées sur quelques types seulement de contaminants). Certains exemples d'évaluation de la qualité des eaux souterraines en lien avec le bassin des Grands Lacs comprennent celles de Warner et Ayotte (2014), Dubrovsky *et al.* (2010), Groschen *et al.* (2004), Myers *et al.* (2000) et Peters *et al.* (1998).

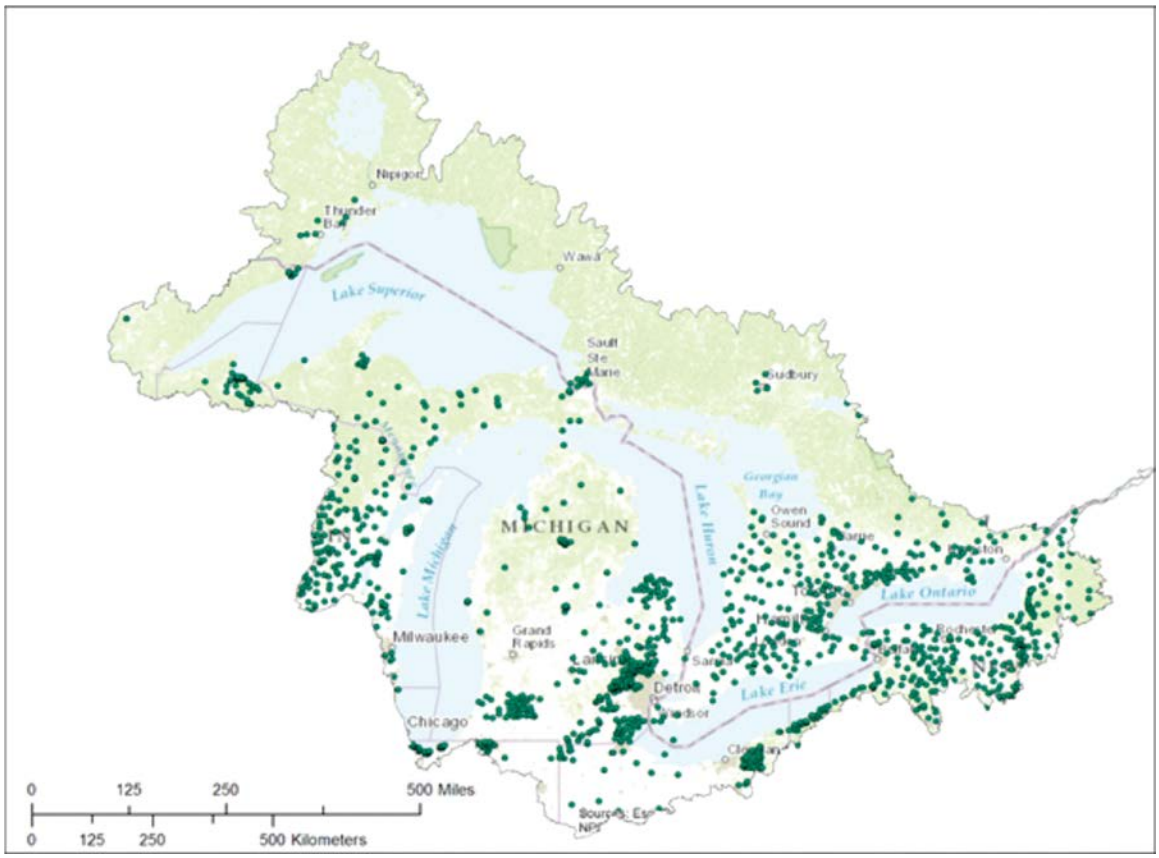


Figure 3.2. Emplacement des puits de surveillance dans le bassin des Grands Lacs pour lesquels des analyses disponibles sur la qualité de l'eau rendues publiques ont été menées entre 1994 et 2015. Sources : National Water Information System de l'USGS (1 759 puits); ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, Réseau provincial de contrôle des eaux souterraines (358 puits).

3.3.2 Études qui démontrent les émergences d'eau souterraine contaminée dans l'eau de surface

La littérature scientifique compte peu de documents pertinents sur l'émergence d'eau souterraine contaminée dans les plans d'eau de surface du bassin des Grands Lacs. Le tableau 3.5 en présente un résumé. D'autres études sur les éléments nutritifs sont présentées dans le chapitre 4. Bon nombre des études publiées portent sur la contamination localisée (p. ex., un panache de contaminants comme source ponctuelle simple) et sont axées sur le devenir et les processus de transport, y compris dans la zone de transition. Par exemple, il existe des études sur les panaches de solvants chlorés dans les eaux souterraines contaminées qui émergent dans les cours d'eau (Ontario; Conant *et al*., 2004) et dans les lacs (Michigan; Lendvay *et al.*, 1998a, 1998b) du bassin des Grands Lacs. Plusieurs de ces études ont rapporté des concentrations mesurables dans les eaux réceptrices. D'autres, comme celle de Bain *et al.* (2000), qui examinait le transport réactif du drainage acide dans les eaux souterraines près de Sudbury, en Ontario, en provenance de la mine Nickel Rim vers un lac, mentionnait l'émergence vers un plan d'eau de surface, mais était principalement axée sur les processus des eaux souterraines.

Tableau 3.4. Types de nouveaux contaminants (nouvelles substances chimiques préoccupantes; détections nouvelles ou améliorées en raison des capacités d'analyse améliorées), selon une étude menée au Royaume-Uni par Stuart *et al.* (2012). Ne comprend pas les pesticides, qui sont classés dans un groupe de contaminants distincts dans le tableau 3.1.

Type de composés	**Exemples de substances chimiques**
Substances pharmaceutiques	Antibactériens – triclosan; antibiotiques utilisés sur les animaux et les humains - ciprofloxacine, érythromycine, lincomycine, sulfaméthoxazole, tétracycline; médicaments sur ordonnance - codéine, salbutamol, carbamazépine; médicaments en vente libre - acétaminophène (paracétamol), ibuprofène, acide salicylique; milieux de contraste pour radiographie - iopromide, iopamidol; produits chimiothérapeutiques - 5-fluorouracile, ifosfamide ou cyclophosphamide; et drogues illégales - cocaïne et amphétamines.
Composés de la vie quotidienne	Nicotine et son métabolite, la cotinine; édulcorants artificiels comme l'acésulfame, la saccharine, le cyclamate et le sucralose.
Produits de soins personnels	Bactériocides et antifongiques - triclosan et parabènes; fragrances comme les muscs polycycliques (tonalide et galaxolide); insectifuges - DEET (N,N-diéthyl-méta-toluamide).
Additifs industriels et sous-produits	Additifs oxygénés pour carburant - MTBE; plastifiants/résines et bisphénols; adipates et phthalates; stabilisateurs de solvants - 1,4-dioxane; dérivés du benzotriazole dans les produits pharmaceutiques.
Additifs alimentaires	Stabilisateurs de mousse – citrate d'éthyle; butyl hydroxyanisole (BHA) et butyl hydroxytoluène (BHT) utilisés pour prévenir le rancissement des corps gras; et autres - camphre, 1,8-cinéole (eucalyptol), citral, citronellal, cis-3-hexénol, héliotropine, acide hexanoïque, menthol, alcool phényléthylique, triacétine et terpinéol.
Sous-produits des traitements de l'eau	Trihalométhanes et acides haloacétiques; *N*-nitrosodiméthylamine (NDMA); trihalométhanes bromés et iodés et mutagène X bromé ((3-chloro- 4-dichlorométhyle)-5-hydroxy-2(5H)-furanone); polyacrylamide et épichlorohydrine.
Produits ignifuges	Éthers diphényliques polybromés et phosphate de tris-(2-chloroéthyle) (PTCE).
Surfactants	Sulfonates perfluorés et acides carboxyliques, y compris sulfonate de perfluorooctane (SPFO) et acide perfluorooctanoïque (APFO); alkylphénols éthoxylés et octyl- et nonyl-phénol (OP et NP) utilisés pour faire des alkylphénols éthoxylés.
Hormones et stérols	Hormones sexuelles (androgènes et œstrogènes) – androstènedione, testostérone, estrone, estriol, 17α- et 17β-estradiol et progestérone; œstrogènes synthétiques utilisés comme contraceptifs (17α-éthinyl de l'estradiol et diéthylstilbestrol.
Liquides ioniques	Sels avec faibles points de fusion pour remplacer les composés volatils industriels – composés hétérocycliques azotés (pyridinium, pyrrolidinium, morpholinium) et sels d'ammonium quartenaires

Les sources de contamination diffuses, comme l'épandage agricole d'éléments nutritifs (voir le chapitre 4 pour une explication détaillée) et de sels de voirie, sont aussi importantes et font l'objet de plusieurs études. On a retrouvé du chlorure attribuable à l'épandage de sels de voirie dans des cours d'eau en concentrations supérieures au seuil de toxicité aiguë et chronique, y compris lors des périodes (c.-à-d. l'été) où l'eau souterraine constitue la principale source d'eau (Corsi *et al.*, 2010). Un examen des études précédentes contenues dans Howard et Maier (2007) a relevé plusieurs exemples d'eaux souterraines et de sources de la région de Toronto, en Ontario, qui ont des concentrations en chlorure allant de 100 à 1 000 mg/L, et même de 14 000 mg/L à un endroit près d'une autoroute. Des apports en sels de voirie dans les cours d'eau, provenant des eaux souterraines, ont aussi été relevés pour le bassin versant de la baie Frenchman, près de Pickering, en Ontario (Meriano, *et al.*, 2009; Eyles et Meriano, 2010) et dans certains sites de municipalités du nord des États-Unis (p. ex., Milwaukee, Wisconsin) (Corsi

et al., 2010). De tels apports indirects par les eaux souterraines qui émergent dans les cours d'eau s'écoulant vers les Grands Lacs finissent par contribuer à l'augmentation des concentrations et de la charge massique en chlorure observée dans chacun des Grands Lacs (Chapra *et al.*, 2009).

Presque toutes les activités et les sources potentielles de contamination énumérées dans le tableau 3.1 peuvent avoir lieu dans des milieux urbains. Elles peuvent mener à de nombreux rejets ponctuels et diffus de contaminants, qui ensemble représentent la source diffuse de contaminants urbains. Des études sur les contaminants d'origine urbaine émergeant sur les rives du lac Simcoe, en Ontario (Roy et7 Malenica, 2013) et dans de nombreux cours d'eau en Ontario (Roy et Bickerton, 2012) ont révélé que les concentrations de contaminants dans la zone de transition sont supérieures aux recommandations pour la vie aquatique quant au chlorure (sel de voirie), aux éléments nutritifs, aux hydrocarbures pétroliers, aux solvants chlorés et aux métaux. D'autres composés (dont certains nouveaux contaminants) ont aussi été détectés en concentrations inférieures, notamment du 1,4-dioxane, du MTBE, du perchlorate, du glyphosate, du 2,4-D et plusieurs édulcorants artificiels (p. ex. acésulfame et saccharine). Les résultats laissent entendre que ce type d'impact est peut-être courant pour les eaux de surface adjacentes aux centres urbains. Une étude de modélisation par Howard et Livingstone (2000) a répertorié des sites possibles de rejet de contaminants par les eaux souterraines dans la région de Toronto, a présumé des concentrations et des charges de contaminants à ces sites [p. ex., sites d'enfouissement, dépôts de neige, installations septiques, réservoirs souterrains, zones agricoles et routes (sels de voirie)], et a simulé des concentrations et des heures d'arrivée dans les cours d'eau et le lac Ontario. L'étude a conclu que la contamination urbaine menacerait sérieusement la qualité des cours d'eau urbains et des zones littorales peu profondes du lac Ontario au cours des 100 prochaines années et qu'elle pourrait continuer à poser problème par après.

Tableau 3.5. Études publiées dans la littérature scientifique revue par des pairs portant sur les observations de terrain de l'émergence d'eaux souterraines contaminées vers les eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs (exclut les études portant sur les secteurs préoccupants des Grands Lacs, énumérés au tableau 3.6).

Contaminants	**Étude**	**Eaux/zones réceptrices**
Nitrate	Cey *et al.*, 1999; Hill et Lymburner,1998; Devito *et al.*, 1999	Divers cours d'eau de l'Ontario
Phosphate	Carlyle et Hill, 2001, Macrae *et al.*, 2011; Roy et Bickerton, 2014	Divers cours d'eau de l'Ontario
Chlorure	Howard et Beck, 1993; Howard et Haynes, 1993; Williams *et al.*, 1999; Meriano *et al.*, 2009; Eyles et Meriano, 2010; Howard et Maier, 2007	Sources dans la région de Toronto (Ont.)
	Meriano, *et al.*, 2009; Eyles et Meriano, 2010	Bassin versant de la baie Frenchman près de Pickering (Ont.)
Solvants chlorés	Conant *et al.* (2004), Roy et Bickerton, 2010	Rivière Pine, Angus (Ont.)
	Lendvay *et al.*, 1998a, 1998b	Lac Michigan
Drainage minier acide (métaux, acidité)	Bain *et al.* (2000)	Mine Nickel Rim près de Sudbury (Ont.)
Polluants urbains (chlorure, éléments nutritifs, pétrole et substances organiques chlorées, pesticides, métaux, glyphosate, édulcorants artificiels)	Roy et Bickerton, 2012	Cinq cours d'eau de l'Ontario
	Roy et Malenica, 2013	Rives du lac Simcoe, Barrie (Ont.)
Installation septique (éléments nutritifs, sels, perchlorate, édulcorants artificiels)	Robertson *et al.*, 2011; Van Stempvoort *et al.*, 2011; Robertson *et al.*, 2014	Long Point (Ont.), près du lac Érié; cours d'eau à Burlington (Ont.) pour les perchlorates
Lixiviats des sites d'enfouissement	Dickman et Rygiel, 1998	Ruisseau à St. Catherines (Ont.)
	Atekwana et Krishnamurthy, 2004	Ruisseau Davis, Kalamazoo (MI)
Édulcorants artificiels	Van Stempvoort *et al.*, 2011	Divers cours d'eau de l'Ontario
Drainage d'une mine d'uranium (acidité, métaux)	Dubrovsky *et al.*, 1984; Blowes et Gillham, 1988	Ruisseau Buckles et chenal de drainage sur le site de la mine, près de Elliot Lake (Ont.)

Tableau 3.6. Secteurs préoccupants des Grands Lacs (figure 3.3) et études rapport des émergences directes d'eaux souterraines contaminées vers les eaux de surface.

Secteur préoccupant	**Études connexes**
Havre de Port Hope	Bobba et Joshi, 1988; Bobba, 2007
Havre de Hamilton	Harvey *et al.*, 1997a, 1997b et 2000
Toronto et région	Howard et Livingstone, 2000; Eyles et Meriano, 2010; Howard et Maier, 2007
Rivière Sainte-Claire	Sklash *et al.*, 1986; Cherkauer et Taylor, 1990; Gillespie et Dumouchelle,1989; Intera Technologies Ltd., 1992
Rivière Détroit	Cherkauer et Taylor, 1990; Gillespie et Dumouchelle,1989; Intera Technologies Ltd., 1992
Rivière Niagara	Maslia et Johnston, 1984; Gradient Corporation et Geo-Trans Corporation, 1988
Rivière St. Marys	Gillespie et Dumouchelle, 1989; Beak Consultants Limited, 1992
Rivière Buffalo	Taylor, 1994
Rivière Menominee	Baker Engineering, Inc., 1988
Rivière Sheboygan	Blasland, Bouck et Lee, Inc, 1995
Rivière Grand Calumet	Fenelon et Watson, 1993; Greeman, 1995

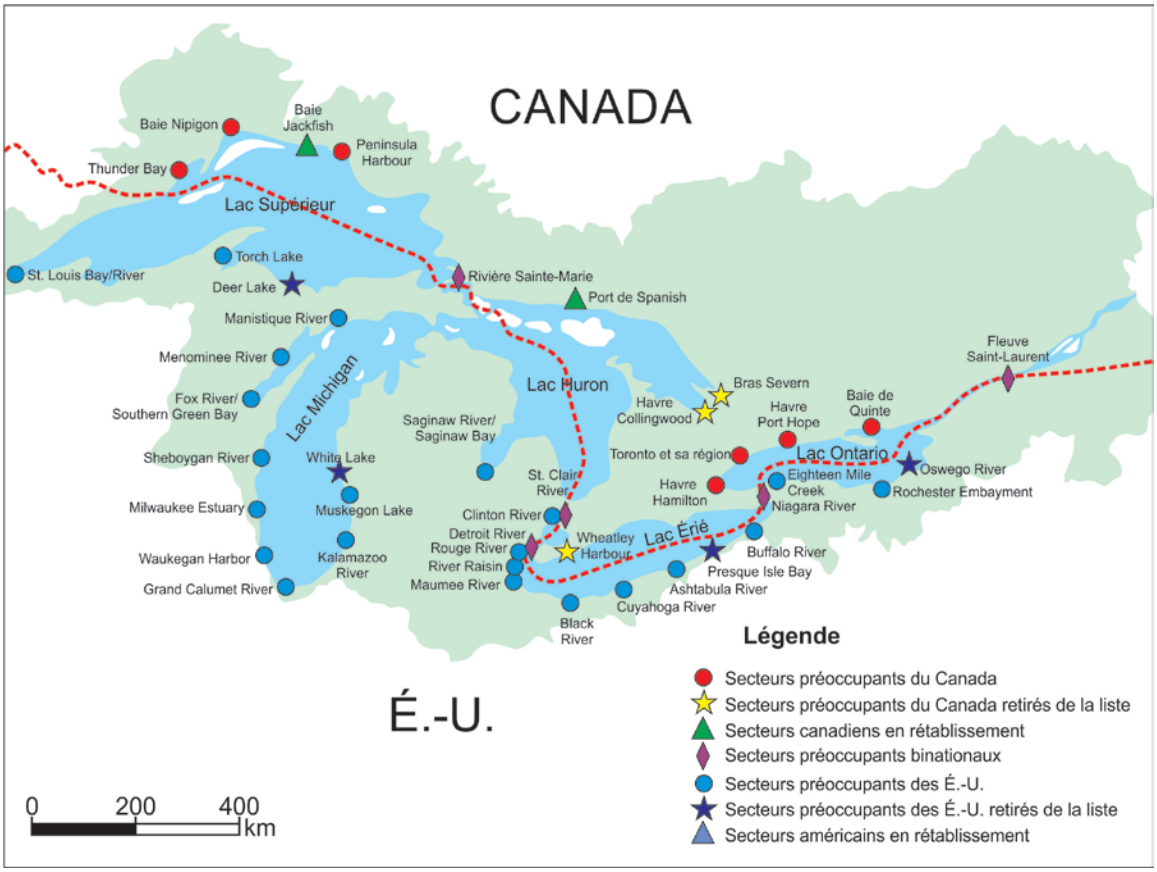


Figure 3.3. Carte des secteurs préoccupants des Grands Lacs (Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2011).

Jusqu'ici, beaucoup des contaminants ou des sources les plus courants n'ont reçu que peu, ou pas, d'attention dans la littérature revue par les pairs, en ce qui concerne les émergences dans les eaux de surface des Grands Lacs. Par exemple, nous n'avons trouvé aucune étude sur les panaches d'hydrocarbures qui émergent dans les plans d'eau de surface des Grands Lacs, mais on pense que de nombreux rapports de consultants contiennent des données pertinentes qui ne sont pas accessibles au public, comme celles sur un panache de benzène de 600 m (2 000 pi) de largeur qui émerge dans le lac Michigan (Conant, 2010, 2012; et Conant *et al.*, 2012a, 2012b) et qui a porté les concentrations de benzène dans l'eau de surface à des niveaux supérieurs aux normes relatives à l'eau potable et à la vie aquatique.

Des émergences directes d'eaux souterraines et d'eaux souterraines contaminées vers les lacs ont été rapportées pour plusieurs secteurs préoccupants des Grands Lacs (tableau 3.6), malgré le fait que les déversements dans les eaux de surface ou les sources de contaminants (p. ex., effluents de stations d'épuration des eaux usées, effluents d'usines de pâtes et papiers et ruissellement urbain et agricole) étaient généralement désignés comme les principales sources de contaminants. On ne sait pas trop si les sources souterraines de contaminants ont été correctement évaluées pour beaucoup de ces sites; bien souvent, l'accent est plutôt placé sur les sédiments contaminés et peu d'attention est accordée au rôle des eaux souterraines. Toutefois, dans un rapport de 1989, on pensait que les charges en contaminants apportées par les eaux souterraines (315 kg/jour) étaient à peu près égales aux charges apportées par toutes les sources ponctuelles combinées (307 kg/jour) dans le secteur préoccupant binational de la rivière Niagara, dans la partie ouest de l'État de New York (Hodge, 1989). Par conséquent, l'assainissement de la rivière Niagara (et du lac Ontario) devrait être difficile, en partie du fait des limites techniques, de la grande quantité de déchets chimiques et de conditions hydrogéologiques complexes aux

quatre sites Superfund importants dans le secteur, ainsi qu'en raison des concentrations élevées de contaminants dans les eaux souterraines situées sous les installations industrielles en exploitation. Éliminer les rejets ponctuels de contaminants dans les eaux de surface est relativement simple comparativement à l'élimination des charges apportées par les eaux souterraines (Hodge, 1989).

Des évaluations de plus grande échelle (p. ex., échelle du kilomètre et plus, rivière ou lac en entier) n'ont pas été tentées. Par conséquent, on ne sait pas où se produisent les pires émergences d'eau souterraine contaminée dans l'eau de surface du bassin des Grands Lacs, ni dans quelle mesure (ainsi qu'à quel endroit) la contamination s'accumule dans les sédiments de lacs ou de rivières en raison de l'émergence d'eau souterraine sous les sédiments. De plus, on ne sait pas de quelle façon les émergences d'eau souterraine contaminée vers l'eau de surface changeront avec le temps. Il y a certaines indications qui suggèrent que le pire reste à venir en ce qui concerne les sources diffuses de contaminants, comme les sels de voirie et les nitrates, étant donné les longs temps de séjour des eaux souterraines. Ainsi, les eaux souterraines contaminées par des épandages effectués il y a des décennies pourraient n'atteindre les eaux de surface qu'à partir de maintenant.

Par opposition, il y a probablement eu une réduction de la contamination des eaux souterraines par les hydrocarbures pétroliers grâce à l'amélioration de la réglementation sur les réservoirs souterrains. Par exemple, depuis 1985, des programmes des gouvernements fédéral et d'État des États-Unis ont réduit de façon significative le risque de nouveaux rejets en mettant en place des exigences quant à la prévention des rejets et à la détection des fuites et en établissant des normes techniques améliorées de conception, d'installation et d'exploitation. De plus, ces programmes ont permis l'assainissement de près de 351 000 sites contaminés par des réservoirs qui fuyaient (Ground Water Protection Council, 2007).

3.3.3 Estimation des répercussions des eaux souterraines contaminées sur les récepteurs

La méthode la plus couramment utilisée pour évaluer les répercussions des eaux souterraines contaminées sur les écosystèmes des eaux de surface comprend la comparaison des concentrations dans la zone de transition aux recommandations sur la qualité de l'eau concernant la vie aquatique (p. ex., Conant *et al.*, 2004; Lorah *et al.*, 2005; Roy et Bickerton, 2012; Roy et Malenica, 2013). Seules quelques études dans le bassin des Grands Lacs ont établi un lien direct entre les contaminants des eaux souterraines et les écosystèmes aquatiques altérés. Dans une de ces études, Williams *et al.* (1999) ont échantillonné de l'eau et du biote dans des sources d'eau souterraine contaminée aux sels et trouvé des profils dépendant des concentrations de marcroinvertébrés halotolérants et non halotolérants aux sources. (1998) ont relevé des changements marqués dans le biote d'un cours d'eau alimenté en eau souterraine qui s'écoule en aval d'un site d'enfouissement (de 1976 à 1991), et dont les invertébrés sensibles à la pollution, comme les puces de mer, les éphéméroptères et les phryganes ont été remplacés par des escargots, des tubifex, des nématodes et des vers de vase tolérants à la pollution. Toutefois, des mesures de la quantité et de la qualité des eaux souterraines émergentes n'ont pas été prises.

La littérature ne compte pas suffisamment d'études concernant la mesure dans laquelle l'eau de surface ou la zone de transition peut être touchée par des émergences d'eau contaminée avant qu'il y ait des effets négatifs décelables sur cet habitat. De même, il manque d'information sur les corrélations potentielles entre les zones d'émergence d'eau souterraine contaminée et tout effet sur les habitats aquatiques sensibles.

3.4 Besoins scientifiques prioritaires pour combler les lacunes en matière d'information

L'impact global des eaux souterraines contaminées sur les eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs est pour le moment inconnu en raison des lacunes dans les connaissances scientifiques et du manque d'information sur la contamination des eaux souterraines dans le bassin. Certains besoins scientifiques prioritaires concernent les processus fondamentaux de l'écoulement des eaux souterraines (voir les besoins scientifiques énumérés au chapitre 2 concernant une meilleure compréhension de l'hydrogéologie des zones de transition et une meilleure quantification des apports en eaux souterraines aux milieux humides, aux cours d'eau et aux lacs du bassin des Grands Lacs), et une meilleure cartographie des écoulements des eaux souterraines dans les aquifères peu profonds et profonds dans le bassin des Grands Lacs. D'autres besoins prioritaires concernent les relations entre les apports d'eaux

souterraines et le maintien d'habitats écologiques (voir les besoins scientifiques au chapitre 5). Il est nécessaire de combler ces besoins scientifiques pour comprendre les répercussions des eaux souterraines contaminées sur les eaux des Grands Lacs. Des besoins scientifiques spécifiques qui sont essentiels pour bien comprendre et évaluer les répercussions des eaux souterraines contaminées sont énumérés ci-dessous. Tous ces besoins devraient accorder une attention spéciale à la saison hivernale et aux expositions pendant les étapes critiques du cycle vital des organismes aquatiques, qui ont fait l'objet de peu de recherche.

i) Méthodes de détection et d'évaluation des émergences d'eau souterraine contaminée
Les écoulements complexes et la nature hétérogène des processus d'atténuation dans les eaux souterraines peuvent mener à des variations dans les concentrations en contaminants à diverses échelles (de quelques centimètres à des kilomètres). Des méthodes et des outils d'échantillonnage, de détection et de mesure sur le terrain rapides, peu coûteux et améliorés sont nécessaires pour mieux évaluer les répercussions des émergences d'eaux souterraines contaminées sur les eaux de surface et les principaux processus qui les touchent dans le cadre de ces échelles spatiales et dans le temps. Tant que les émergences de contaminants des eaux souterraines ne seront pas adéquatement délimitées et quantifiées, nous serons incapables de déterminer avec certitude les expositions ou de classer les mesures correctrices par ordre de priorités. De même, les modèles de simulation des processus géochimiques et d'estimation des flux de contaminants à grande échelle ne pourront pas être correctement calibrés ou validés sans ce type de données.

ii) Évaluation du potentiel de décontamination de la zone de transition
Même si le potentiel de la zone de transition pour atténuer la contamination dans les eaux souterraines a été démontré, il reste beaucoup de travail à faire pour comprendre assez bien ces processus afin d'évaluer leur véritable efficacité pour une grande variété de contaminants. Ce travail est particulièrement nécessaire pour beaucoup de nouveaux contaminants (tableau 3.4), car il a des conséquences dans la détermination de l'exposition de la vie aquatique et concernant les stratégies d'assainissement. Ce travail est nécessaire sur les sites caractérisés par l'ensemble des conditions géologiques et conditions d'échange entre les eaux souterraines et les eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs.

iii) Sensibilité des organismes de la zone de transition – réévaluer et étendre le champ d'application des recommandations?
De l'information sur la toxicité est requise (obtenue sur le terrain et en laboratoire) pour : i) élaborer des critères de qualité de l'eau appropriés pour la grande variété de contaminants dans les eaux souterraines pour lesquels il n'existe toujours pas de recommandations ou de normes, y compris les nouveaux contaminants (tableau 3.4) et ii) évaluer l'applicabilité des recommandations en vigueur pour la vie aquatique (USEPA, 2015; CCME, 2015) pour les organismes exposés aux eaux souterraines contaminées à l'intérieur de la zone de transition (selon les directives de l'USEPA (2008) et d'Environnement Canada (2012). On manque aussi de lignes directrices quant à la façon d'évaluer les effets synergiques possibles des multiples contaminants dans la zone de transition.

iv) Répercussions écologiques réelles des contaminants des eaux souterraines
Très peu d'études ont examiné les répercussions écologiques de l'émergence des contaminants des eaux souterraines (individuellement ou en mélanges) sur les organismes aquatiques, dans la zone de transition ou bien dans les eaux réceptrices. Cela pourrait s'expliquer en partie en raison de l'absence de méthodes d'essai appropriées. Ainsi, de nouveaux essais de la toxicité *in situ* ciblant les effets écotoxicologiques des eaux souterraines contaminées, surtout dans la zone de transition, sont nécessaires. Ces nouveaux essais doivent pouvoir évaluer les effets variables sur de petites échelles spatiales et de longues échelles temporelles. Ces outils devraient ensuite être appliqués dans des études écotoxicologiques et hydrologiques intégrées pour déterminer, sur le terrain, les réponses des organismes aquatiques aux contaminants, conduisant ainsi aux évaluations des répercussions subséquentes sur l'écosystème. Les

conclusions de ces études aideront aussi à évaluer les coûts écologiques et les bénéfices de l'utilisation de la zone de transition pour la décontamination du panache *in situ*.

v) Charge de contaminants dans les eaux des Grands Lacs à l'échelle régionale

Pour évaluer l'impact à plus grande échelle des contaminants dans les eaux souterraines du bassin des Grands Lacs, la compréhension des répercussions des diverses sources de contaminants à l'échelle du site doit être liée aux bases de données sur les sources de contaminants à l'échelle régionale (p. ex. basées sur les SIG.). Idéalement, on pourrait effectuer les prédictions des répercussions sur la qualité de l'eau au moyen de données du site et de modèles hydrologiques sophistiqués qui tiennent compte de l'écoulement physique et des processus de transport et de devenir des contaminants, mis à l'échelle de façon appropriée pour fournir des estimations précises. En revanche, on manque d'information détaillée sur les principaux systèmes d'écoulement des eaux souterraines qui émergent dans les eaux de surface dans de nombreux endroits du bassin des Grands Lacs. En attendant que ces renseignements soient disponibles, des bases de données sur les sources de contaminants à l'échelle régionale (p. ex. méthodes fondées sur le SIG) et des modèles à boîte noire, comme le modèle de la capacité des lacs concernant les apports des installations septiques dans les lacs du Bouclier canadien, pourraient continuer d'être utilisés, mais les résultats devraient être consultés avec prudence en raison de leurs limites inhérentes.

Tableau 3.7. Besoins scientifiques prioritaires liés aux eaux souterraines et aux contaminants.

Besoins scientifiques prioritaires	**Besoins connexes et lacunes dans les renseignements**
3A. Méthodes de détection et d'évaluation des émergences d'eau souterraine contaminée	• Méthodes et outils d'échantillonnage, de détection et de mesure sur le terrain améliorés et plus économiques. • Amélioration de l'évaluation de la variation des contaminants à des petites et grandes échelles spatiales et temporelles. • Étalonnage et validation des modèles informatiques pour simuler des processus géochimiques et pour estimer les flux de contaminants.
3B. Évaluation du potentiel de décontamination de la zone de transition	• Compréhension des mécanismes d'atténuation (assainissement) d'une grande variété de contaminants des eaux souterraines, en particulier les nouveaux contaminants, dans la zone de transition. • Compréhension de la manière dont les conditions géologiques du site et d'échange entre les eaux souterraines et les eaux de surface influent sur ces mécanismes d'atténuation.
3C. Sensibilité des organismes de la zone de transition aux contaminants	• Établissement de critères de qualité de l'eau appropriés pour la grande variété de contaminants des eaux souterraines pour lesquels il n'existe toujours pas de recommandations ou de normes, y compris les nouveaux contaminants. • Évaluation de l'applicabilité des recommandations en vigueur relatives à la vie aquatique (USEPA, 2015; CCME, 2015) pour les organismes exposés aux eaux souterraines contaminées dans la zone de transition. • Renseignements permettant d'indiquer comment évaluer les effets synergiques possibles des multiples contaminants dans la zone de transition.
3D. Répercussions écologiques réelles des contaminants des eaux souterraines	• Élaboration de nouveaux essais de toxicité *in situ* qui mesurent les effets écotoxicologiques des eaux souterraines contaminées, en particulier dans la zone de transition. • Intégration des études écotoxicologiques et hydrologiques pour déterminer les réponses des organismes aquatiques aux contaminants dans des conditions d'échange entre les eaux souterraines et les eaux de surface. • Analyse des répercussions de la détérioration de l'écosystème plus grand d'organismes ou des changements dans le comportement provoqués par l'émergence des contaminants des eaux souterraines. • Évaluation des coûts et des avantages écologiques liés à l'utilisation de la zone de transition aux fins de décontamination du panache *in situ*.
3E. Charge de contaminants à l'échelle régionale dans les eaux des Grands Lacs	• Détermination des méthodes pour porter et lier les effets à l'échelle du site des contaminants des eaux souterraines émergentes à l'échelle régionale (en particulier les effets de la zone de transition). • Obtention de renseignements détaillés concernant les principaux systèmes d'écoulement des eaux souterraines qui émergent dans les eaux de surface dans de nombreux endroits du bassin des Grands Lacs. • Création de bases de données détaillées et coordonnées concernant les sources de contaminants des eaux souterraines à l'échelle régionale (p. ex. base de données fondée sur le SIG) dans le bassin des Grands Lacs. • Mise au point de modèles sophistiqués capables de lier ces deux ensembles de renseignements, qui tiennent compte de l'écoulement des eaux souterraines élargi ainsi que des processus de transport et de devenir des contaminants, pour la grande variété de contaminants et les processus d'échange entre les eaux souterraines et les eaux de surface.

4. EAUX SOUTERRAINES ET ÉLÉMENTS NUTRITIFS

Clare Robinson[1], John Spoelstra[2,3], Linda Nicks[4], Mary Ellen Vollbrecht[5]

[1] *Département de génie civil et environnemental, Université Western, London (Ontario) Canada*
[2] *Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ontario) Canada*
[3] *Département des sciences de la Terre et de l'environnement, Université de Waterloo, Waterloo (Ontario), Canada*
[4] *Upper Thames River Conservation Authority, London (Ontario) Canada*
[5] *Bureau of Drinking Water and Groundwater, Wisconsin Department of Natural Resources, Madison (Wisconsin)*

4.1 Introduction

À l'heure actuelle, les éléments nutritifs sont un des plus importants contaminants dans le bassin des Grands Lacs et par conséquent, ils méritent leur propre annexe dans l'AQEGL (annexe 4). L'omniprésence de la contamination par les éléments nutritifs est en partie causée par les nombreuses sources ponctuelles (p. ex. effluents d'eaux usées) et la grande étendue spatiale des sources diffuses (p. ex. agriculture). Même s'ils sont essentiels à la vie, les éléments nutritifs en concentrations excessives peuvent dégrader la qualité de l'eau en stimulant la croissance excessive de macrophytes et d'algues (eutrophisation), et dans certains cas la destruction subséquente des habitats de poissons et d'espèces sauvages et la perte de la diversité des espèces (National Wildlife Federation [NWF], 2011; Phosphorous Reduction Task Force [PRTF], 2012). De plus, l'eutrophisation a des répercussions négatives pour les utilisations humaines comme les activités récréatives, le tourisme, les pêches et l'approvisionnement en eau potable (p. ex., Commission mixte internationale [CMI], 2011). Comme le phosphore (P) restreint généralement la production primaire dans les écosystèmes d'eau douce, un apport excessif en phosphore est le facteur principal de l'eutrophisation dans les Grands Lacs (PRTF, 2012). Dans certaines conditions, un apport excessif en azote (N) peut aussi favoriser la prolifération d'algues, y compris les proliférations d'algues bleu vert toxiques (Moon et Carrick, 2007; NWF, 2011). En plus du phosphore et de l'azote, il a aussi été démontré que la silice et le fer stimulent la croissance des algues dans les Grands Lacs (Moon et Carrick, 2007; North *et al.*, 2007).

Même si les efforts de réduction des apports en éléments nutritifs dans les Grands Lacs ont réussi à inverser la détérioration rapide de la qualité de l'eau vécue dans les années 1960, ils n'ont pas été suffisants. Au cours de la dernière décennie, l'eutrophisation et les occurrences de proliférations d'algues ont repris leur avancée dans les Grands Lacs (PRTF, 2012). La gestion des apports en éléments nutritifs dans les Grands Lacs a principalement été axée sur le contrôle des apports à partir de sources ponctuelles (p. ex., effluents de stations d'épuration d'eaux usées), l'interdiction des détergents contenant du phosphore et la mise en place de pratiques de gestion exemplaires en agriculture.

Même si les eaux souterraines sont souvent désignées comme source diffuse potentielle d'éléments nutritifs (p. ex., Barton *et al.*, 2013), leur rôle reste mal compris, en partie en raison de la difficulté à quantifier les apports en éléments nutritifs par les eaux souterraines qui émergent dans les eaux de surface (Burnett *et al.*, 2003). Les eaux souterraines émergent vers les eaux de surface du bassin des Grands Lacs soit par émergence indirecte dans les affluents, soit par émergence directe dans les Grands Lacs (Grannemann *et al.*, 2000). Les facteurs qui influent sur ces deux voies d'émergence et sur leur apport respectif en éléments nutritifs dans les Grands Lacs sont distincts (section 4.4). Pour évaluer si les eaux souterraines sont une source d'éléments nutritifs dans les Grands Lacs et leurs affluents, il faut connaître (i) les sources d'éléments nutritifs dans les eaux souterraines, (ii) les voies d'écoulement des eaux souterraines et le transport d'éléments nutritifs associé et (iii) les processus géochimiques qui règlent le devenir des éléments nutritifs dans les eaux souterraines.

4.2 Éléments nutritifs dans les eaux souterraines

4.2.1 Azote

L'azote est présent dans les eaux souterraines sous différentes formes : azote organique soluble, NH_4^+ (ammonium), NO_3^- (nitrate), NO_2^- (nitrite) et azote associé aux sédiments en tant que NH_4^+ échangeable ou azote organique. Le cycle de l'azote est extrêmement dynamique et comporte des processus complexes, principalement microbiens (figure 4.1). La mobilité de l'azote dans l'eau souterraine dépend de sa forme spécifique. Puisque la portée du présent rapport ne permet pas de faire une révision complète du cycle de l'azote, on peut consulter pour ce faire les documents de Rivett *et al.* (2008) et de Burgin et Hamilton (2007). Nous présentons ici certains aspects clés ayant trait aux éléments nutritifs dans les eaux souterraines.

Le NO_3^- est très soluble et mobile dans l'eau souterraine et par conséquent, il est un des contaminants de l'eau souterraine les plus omniprésents. La dénitrification, la réduction de NO_3^- en N_2O (oxyde nitreux) et puis en N_2 (azote gazeux) est le principal processus de l'atténuation de NO_3^- dans la subsurface. Les autres voies par lesquelles le NO_3^- peut être transformé comprennent : (i) réduction dissimilative du NO_3^- en ammonium, (ii) assimilation de NO_3^- dans la biomasse microbienne et (iii) élimination du NO_3^- par l'absorption par les plantes (Rivett *et al.*, 2008).

La dénitrification se produit dans des conditions anaérobies lorsque des donneurs d'électrons adéquats (en général, carbone organique, fer réduit et/ou soufre réduit) sont disponibles. Ces conditions existent souvent près de l'interface entre les eaux souterraines et les eaux de surface, par exemple, dans les zones riveraines (Gold *et al.*, 2001; Mayer *et al.*, 2007; Puckett, 2004; Puckett et Hughes, 2005; Vidon et Hill, 2004) et dans les zones hyporhéiques (Harvey *et al.*, 2013; Ranalli et Macalady, 2010). Par conséquent, ces zones peuvent avoir un effet disproportionné sur la régulation des flux d'azote des eaux souterraines vers les eaux de surface (voir la section 4.4).

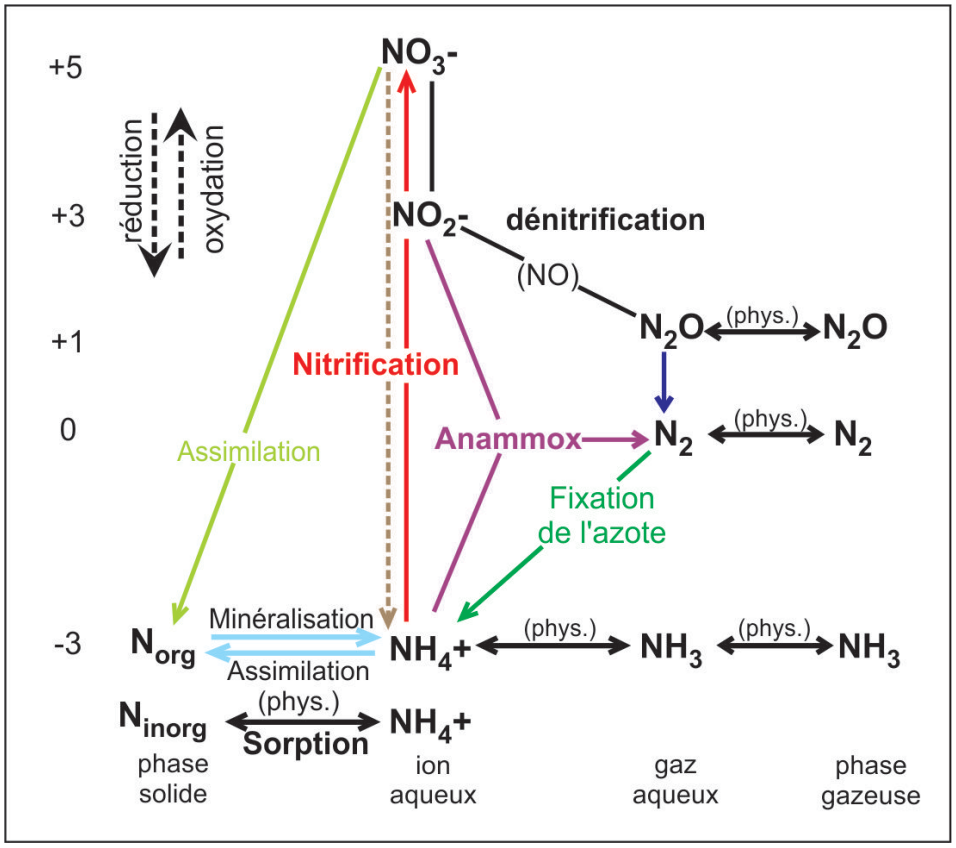


Figure 4.1. Quelques réactions biogéochimiques et physicochimiques clés dans le cycle de l'azote dans les milieux terrestres et aquatiques. Les composés sont organisés selon leur phase et l'état d'oxydation de l'atome d'azote. La figure est tirée de Böhlke et al. (2006); utilisée avec permission.

Le NH_4^+ est beaucoup moins mobile que le NO_3^- dans l'eau souterraine, car il s'adsorbe facilement aux sédiments. Dans des milieux oxiques, le NH_4^+ peut être converti en NO_2^- et NO_3^- par la nitrification et dans les milieux anaérobies, le NH_4^+ peut se combiner au NO_2^- pour produire du N_2 gazeux par oxydation anaérobie de l'ammonium (anammox) (Rivett *et al.*, 2008). Même si dans certaines conditions hydrogéologiques et géochimiques le NH_4^+ peut être apporté aux eaux de surface par les eaux souterraines, le NH_4^+ est souvent apporté par l'érosion des sédiments et le ruissellement en surface (Balderacchi *et al.*, 2013).

4.2.2 Phosphore

Le phosphore existe dans l'environnement en tant que phosphore inorganique et phosphore organique, soit sous forme particulaire ou soluble. Le phosphore inorganique soluble (p. ex. orthophosphate [PO_4^{3-}]) est la forme la plus importante de phosphore puisque c'est la forme utilisée par le biote aquatique. Le PO_4^{3-} soluble peut réagir avec les cations (p. ex. fer, aluminium, calcium et manganèse) pour former des minéraux stables, s'adsorber aux sédiments ou être absorbé par les plantes et converti en phosphore organique. Le phosphore organique peut être retourné dans un système en tant que PO_4^{3-} par les déjections animales et la décomposition des matières végétales. Le phosphore tend à s'accumuler dans les sédiments, ce qui présente des défis importants pour les efforts de gestion de la qualité de l'eau. Le phosphore « hérité » qui s'est accumulé dans les paysages pourrait être une source de phosphore pour les plans d'eau pour une longue période, même après la mise en place de changements dans les affectations des terres et dans les pratiques de gestion (Jarvie *et al.*, 2013).

En raison de sa tendance à s'accumuler dans les sédiments, on croit depuis longtemps que le PO_4^{3-} n'est pas très mobile dans l'eau souterraine, et que le ruissellement en surface et l'érosion des sédiments sont les principales sources de phosphore pour les eaux de surface (p. ex., Owens et Shipitalo,

2006; Sharpley *et al.*, 1993). Toutefois, de plus en plus de preuves indiquent que dans certaines conditions hydrogéologiques et géochimiques, le PO_4^{3-} peut être mobile dans l'eau souterraine. Une évaluation des concentrations de phosphore d'après les données nationales de surveillance de la qualité de l'eau souterraine de la République d'Irlande, de l'Irlande du Nord, de l'Écosse et de l'Angleterre indiquait que la majorité des échantillons avaient des concentrations de phosphore supérieures aux seuils écologiquement pertinents (Holman *et al.*, 2008). Roy et Malenica (2013) ont aussi fourni une liste d'études ayant rapporté des concentrations élevées de PO_4^{3-} dissous dans l'eau souterraine en milieux ruraux et urbains. Le PO_4^{3-} tend à être plus mobile dans les aquifères contenant de l'eau à pH élevé, à forte teneur en matières organiques, à faible teneur en oxyde de métal et présentant des conditions anoxiques (Carlyle et Hill, 2001; Domagalski et Johnson, 2011; Domagalski et Johnson, 2012). La mobilité du PO_4^{3-} peut aussi être élevée lorsque les sédiments sont devenus saturés de phosphore.

4.3 Éléments nutritifs dans les eaux souterraines du bassin des Grands Lacs

La qualité des eaux souterraines du bassin des Grands Lacs est généralement bonne, mais les concentrations d'éléments nutritifs, en particulier de NO_3^-, sont souvent élevées dans les zones urbaines et agricoles (Dubrovsky *et al.*, 2010; Conseil consultatif scientifique des Grands Lacs de la CMI [CCS], 2010). Les concentrations d'éléments nutritifs dans les eaux souterraines varient grandement en fonction des pratiques d'utilisation des terres, des caractéristiques du paysage et des conditions hydrogéologiques et géochimiques locales. La qualité des eaux souterraines est régulièrement surveillée dans des puits répartis dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, surtout au niveau des localités où l'eau souterraine est une source d'eau potable. Les normes pour l'eau potable de l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (USEPA) (concentration maximale de contaminants) et les *Normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario* pour le NO_3^- sont de 10 mg/L (en tant que N) (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2008; U.S. EPA, 2002). Les *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique* sont encore plus basses (2,95 mg NO_3^--N/L).

Des réseaux régionaux de surveillance de la qualité de l'eau souterraine, comme le Programme NAWQA du Service géologique des États-Unis, ont été établis et ces réseaux améliorent la disponibilité et l'accessibilité des données sur la qualité de l'eau souterraine historique (CCS CMI, 2010). Les données sur la qualité de l'eau souterraine régulièrement recueillies au niveau local ne sont toutefois pas incluses dans ces réseaux et bases de données régionaux. Même si on n'a trouvé aucun rapport (aux États-Unis comme au Canada) ayant compilé et évalué la qualité des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs, ainsi que les tendances historiques, le Programme NAWQA du Service géologique des États-Unis a rapporté que les concentrations de NO_3^- dépassaient les concentrations de fond dans 64 % des aquifères peu profonds échantillonnés dans des zones agricoles et urbaines partout aux États-Unis (Dubrovsky *et al.*, 2010). De plus, un examen des puits d'eau potable en milieu agricole échantillonnés partout en Ontario a révélé que 14 % des puits présentaient des concentrations de NO_3^--N supérieures à la limite de 10 mg/L pour la qualité de l'eau potable (Goss *et al.*, 1998).

Le Programme NAWQA du Service géologique des États-Unis a conclu que les concentrations d'autres éléments nutritifs, y compris de phosphore et d'autres formes d'azote, n'étaient généralement pas élevées dans la plupart des endroits (Dubrovsky *et al.*, 2010). Toutefois, la plupart des puits ne sont pas situés dans des zones riveraines, où les réactions géochimiques diminuent en général les concentrations de NO_3^- et augmentent en général les concentrations de PO_4^{3-} dans l'eau souterraine avant qu'elle n'émerge vers les eaux de surface. Ainsi, les évaluations des eaux souterraines comme celles du Programme NAWQA du Service géologique des États-Unis ne donnent probablement pas un aperçu complet de l'impact de l'eau souterraine quant au transport de PO_4^{3-} vers les eaux de surface (Holman *et al.*, 2008; Roy et Bickerton, 2014).

4.4 Sources d'éléments nutritifs dans les eaux souterraines

4.4.1 Sources agricoles

L'épandage et l'entreposage d'engrais et de fumier peuvent être une source de pollution des eaux souterraines par les éléments nutritifs là où ces activités agricoles sont pratiquées (Almasri, 2007; Nolan

et al., 1997; Withers and Lord, 2002). Comme à peu près 35 % des terres du bassin des Grands Lacs sont des terres agricoles, l'agriculture représente une source potentielle significative d'éléments nutritifs pour les aquifères, en particulier dans les parties sud et est du bassin, où l'agriculture représente une activité importante d'utilisation des terres (McIsaac, 2012).

Même si l'intensité de l'agriculture dans le bassin des Grands Lacs continue à augmenter, les taux d'application d'engrais à base de phosphore ont légèrement diminué ces dernières années en raison de la mise en œuvre de lois exigeant des plans de gestion des éléments nutritifs. Les taux d'application d'engrais à base d'azote « sont toutefois demeurés constants ou ont augmenté à un rythme relativement lent » (McIsaac, 2012). Lefebvre *et al.* (2005) ont rapporté que le lessivage de NO_3^- vers les eaux souterraines avait augmenté d'environ 24 % entre 1981 et 2001, principalement en raison de l'augmentation de l'application d'engrais et des têtes de bétail. Il existe des programmes fédéraux et provinciaux pour promouvoir les meilleures pratiques de gestion qui sont conçues pour réduire la contamination des eaux souterraines par le NO_3^-; toutefois, leur adoption par les producteurs agricoles doit être améliorée (Conseil des académies canadiennes [CAC], 2009).

Les systèmes de drainage souterrain artificiel, dont le drainage par tuyaux enterrés, sont souvent utilisés dans les zones agricoles à l'échelle du bassin des Grands Lacs. Ces systèmes fournissent un passage direct vers les eaux de surface et, par conséquent, peuvent rejeter rapidement les éléments nutritifs lessivés dans les eaux de surface (Dinnes *et al.*, 2002; Hansen *et al.*, 2002; van Es *et al*., 2004). Dinnes *et al*. (2002) offrent un bon aperçu des répercussions du drainage par tuyaux enterrés dans le transport des éléments nutritifs du sol vers les eaux de surface dans les milieux agricoles du Midwest américain.

L'exploitation intense du bétail est particulièrement préoccupante quant à la pollution des eaux souterraines par les éléments nutritifs en raison de la grande quantité de fumier produit et du risque qu'il soit mal entreposé ou appliqué sur les terres. L'accumulation d'éléments nutritifs dans le sol ainsi produite peut mener à des concentrations excessives d'azote et de phosphore dans l'eau souterraine et causer des effets de longue durée (Sharpley *et al.*, 2013).

4.4.2 Sources non agricoles

De nombreuses sources non agricoles contribuent également à la pollution des eaux souterraines par les éléments nutritifs. Dans certains cas, on a constaté que les concentrations de NO_3^- dans les eaux souterraines sont plus élevées dans les zones urbaines que dans les zones agricoles environnantes (Nolan *et al.*, 1997; Wakida et Lerner, 2005).

Installations septiques. On estime qu'environ 20 % des installations septiques causent une lixiviation d'éléments nutritifs en quantités excessives dans l'eau souterraine en raison d'une mauvaise conception, d'un entretien déficient et de conditions inappropriées sur le site (CAC, 2009; CMI, 2011). Plusieurs habitations sur les rives des Grands Lacs sont situées à des emplacements où les conditions ne sont pas adéquates pour l'utilisation d'installations septiques (CMI, 2011). Également, plusieurs petits chalets saisonniers sont remplacés par des maisons plus grandes habitées à l'année qui continuent d'utiliser des installations septiques malgré des augmentations importantes dans l'utilisation d'eau. Le Conseil consultatif scientifique des Grands Lacs de la Commission mixte internationale (CCS CMI, 2010) a résumé l'ampleur de l'épandage de boues de fosses septiques et des politiques connexes, des installations septiques, des taux de défaillance, des règlements et des initiatives de gestion dans le bassin des Grands Lacs.

Fuites des infrastructures. Dans les zones urbanisées, les conduites d'égout souterraines qui fuient sont préoccupantes pour la qualité de l'eau souterraine (consulter également les sections 6.1.1 et 6.1.2). Le CCS de la CMI (2010) évalue que des pertes de 30 % en cours de transport sont courantes, que des milliers de bris de conduites surviennent chaque année dans le bassin des Grands Lacs en raison de l'infrastructure vieillissante, que 85 % des infrastructures hydrauliques américaines auront atteint la fin de leur vie utile d'ici 2020, et qu'environ 45 % des conduites d'égout aux États-Unis seront en mauvais état ou se seront dégradées encore plus d'ici là. La charge en éléments nutritifs dans l'eau souterraine

provenant de conduites d'égout qui fuient dans le bassin n'est pas bien quantifiée et mérite d'être étudiée.

Sites d'enfouissement et industries. Les répercussions des sites d'enfouissement municipaux et industriels sur la qualité de l'eau souterraine dans le bassin des Grands Lacs ont fait l'objet de nombreux rapports (Coakley, 1989). Le lixiviat des sites d'enfouissement municipaux a généralement un contenu élevé en azote, surtout en NH_4^+, avec des concentrations observées entre 50 et 2 200 mg/L (Christensen *et al.*, 2001; Kjeldsen *et al.*, 2002). Bien que des règlements en matière de protection soient maintenant en place pour l'ensemble du bassin, les sites d'enfouissement, en particulier les sites d'enfouissement fermés non munis de membrane d'étanchéité, peuvent être des sources à long terme d'éléments nutritifs pour les aquifères (Eyles et Boyce, 1992). De nombreux sites d'enfouissement sont situés le long des rives et des affluents des Grands Lacs, ce qui augmente la probabilité que le lixiviat pollue les eaux de surface.

Les activités industrielles actuelles et passées peuvent également être des sources d'éléments nutritifs pour l'eau souterraine. Les composés d'azote et de phosphore sont utilisés dans plusieurs procédés industriels (p. ex. traitement du textile, du plastique et du métal; production d'acier; production de produits domestiques et pharmaceutiques) (Wakida et Lerner, 2005). Des concentrations élevées d'éléments nutritifs dans l'eau souterraine sont également associées à une mauvaise élimination du lixiviat aux installations de gazéification du charbon, y compris à des rejets ayant des concentrations de NH_4^+ variant de 50 à 1 000 mg/L (Wakida et Lerner, 2005).

Dépôt atmosphérique. Dans les zones moins bâties du bassin des Grands Lacs, le dépôt atmosphérique peut être la plus grande source diffuse d'azote dans l'eau souterraine (Dubrovsky *et al.*, 2010). Le dépôt atmosphérique inclut des apports provenant de la pluie et de la neige (aussi appelé dépôt humide), ainsi que le transport de gaz et de particules de l'air vers les surfaces des paysages aquatiques et terrestres (aussi appelé dépôt sec). Il est estimé que les taux de dépôt d'azote les plus élevés aux É.-U. (supérieurs à 2 tonnes par mille carré) surviennent dans une bande allant du Haut-Midwest jusqu'aux États du Nord-Est (Dubrovsky *et al.*, 2010). Bien que les dépôts atmosphériques de phosphore soient souvent jugés non significatifs comparativement aux dépôts d'azote, de récentes études semblent indiquer que le dépôt atmosphérique pourrait être une source importante de phosphore pour l'eau souterraine, surtout à proximité de zones où il y a d'importantes perturbations du sol, comme des activités agricoles (Anderson et Downing, 2006).

Engrais non agricoles. L'engrais utilisé pour les jardins, les pelouses, l'horticulture domestique, les parcs et les terrains de golf contribue à l'apport en éléments nutritifs dans l'eau souterraine. La quantité totale d'engrais utilisée en milieu urbain est petite comparativement à celle utilisée dans les zones agricoles, mais des études ont démontré que plus d'éléments nutritifs s'infiltrent dans l'eau souterraine, par unité de surface, en raison del'utilisation d'engrais dans les zones urbaines que dans les zones agricoles (Balderacchi *et al.*, 2013; Wakida et Lerner, 2005). De plus en plus de riverains des Grands Lacs remplacent la végétation indigène (p. ex. ammophile à ligule courte) par de la pelouse en plaque (Crowe et Meek, 2009), ce qui pourrait causer une augmentation de l'utilisation d'engrais et de la charge en éléments nutritifs dans les lacs.

4.5 Émergence des éléments nutritifs dans l'eau souterraine vers les eaux de surface

La charge en éléments nutritifs des eaux de surface provenant des eaux souterraines est fonction de la percolation de l'eau dans la zone non saturée, des voies d'écoulement de l'eau souterraine et de la biogéochimie des éléments nutritifs (c.-à-d. de la recharge à l'émergence). L'eau souterraine s'écoule dans les Grands Lacs soit directement, à proximité des rives ou dans le fond des lacs, soit indirectement, dans les affluents qui se déversent ensuite dans les lacs (voir la section 2.3). La quantité d'eau souterraine qui s'écoule dans les dépôts glaciaires peu profonds dans le bassin des Grands Lacs est généralement beaucoup plus importante que celle qui s'écoule dans les aquifères régionaux plus profonds du substratum rocheux (Reilly *et al.*, 2008). Les dépôts glaciaires peu profonds sont également plus vulnérables à la contamination découlant d'activités anthropiques et associés à des voies de transport

plus courtes et à des temps de résidence plus courts pour les éléments nutritifs dans l'aquifère. Les aquifères régionaux s'alimentent et se déversent sur de grandes superficies et ont des voies de transport plus longues, laissant donc plus de temps aux réactions géochimiques de se produire. Tout comme pour les aquifères locaux, les aquifères régionaux peuvent également être touchés par l'utilisation des terres et peuvent stocker des éléments nutritifs hérités. L'équilibre entre la qualité et la quantité des aquifères locaux et régionaux est un élément important de la qualité de l'eau des Grands Lacs.

4.5.1 Émergence indirecte de l'eau souterraine

L'émergence d'eau souterraine dans les affluents peut avoir des effets bénéfiques ou négatifs sur la qualité de l'eau dans les affluents. Alors que les apports en eau souterraine de grande qualité peuvent diluer l'eau de surface de mauvaise qualité, il arrive que l'eau souterraine de mauvaise qualité contribue à la détérioration de l'eau de surface et donc des écosystèmes aquatiques (Domagalski and Johnson, 2012; Puckett and Hughes, 2005; Sandford and Pope, 2013). La qualité de l'eau d'un affluent est particulièrement influencée par les apports en eau souterraine pendant les périodes de débit d'étiage, alors que le débit de base est maintenu principalement par les eaux souterraines qui émergent (Environnement Canada (EC) et U.S. EPA, 2009; Stamm *et al.*, 2013).

La contribution de la charge en éléments nutritifs des eaux souterraines à la qualité de l'eau dans les affluents du bassin des Grands Lacs n'est pas bien comprise. En raison de sa grande mobilité dans l'eau souterraine, une portion importante de NO_3^- dans les affluents pourrait provenir des eaux souterraines, surtout dans les zones où le NO_3^- est élevé dans des aquifères peu profonds (p. ex. Dubrovsky *et al.*, 2010; Pärna *et al.*, 2012; Ranalli et Macalady, 2010). Pour le bassin versant de la baie de Chesapeake, par exemple, on évalue que l'eau souterraine fournit 48 % de la charge annuelle totale d'azote aux cours d'eau (Bachman *et al.*, 1998). Les charges de phosphore provenant des eaux souterraines peuvent également être importantes, en particulier dans des environnements caractérisés par des sols à grains grossiers et des couches encaissantes peu profondes, des sols drainés artificiellement, ou des environnements où l'écoulement préférentiel se fait par des fractures et des macropores (Domagalski et Johnson, 2011; Domagalski et Johnson, 2012; Holman *et al.*, 2008; Roy et Bickerton, 2014). On reconnaît de plus en plus que la santé écologique d'un affluent d'eau douce peut être contrôlée par des apports continus en phosphore, comme lors de l'émergence d'eau souterraine, qui dominent pendant les périodes où la demande biologique est la plus grande (p. ex. périodes d'étiage pendant l'été) (Holman *et al.*, 2008; Stamm *et al.*, 2013). Par conséquent, bien que les charges de phosphore fondées sur les événements (c.-à-d. ruissellement de surface) puissent dominer les charges annuelles dans certains bassins versants, les charges continues de phosphore en provenance des eaux souterraines peuvent être plus importantes pour la santé globale de l'affluent (Holman *et al.*, 2008; Stamm *et al.*, 2013).

L'évaluation des charges d'éléments nutritifs apportées par les eaux souterraines vers les affluents est extrêmement difficile. Premièrement, l'émergence indirecte d'eau souterraine est difficile à quantifier en raison de l'importante variabilité temporelle et spatiale. En outre, le rejet d'éléments nutritifs est contrôlé non seulement par les taux d'émergence de l'eau souterraine, mais également par les sources spécifiques d'éléments nutritifs (section 4.3), ainsi que par les réactions biogéochimiques et les processus hydrologiques complexes qui se produisent pendant le transport des éléments nutritifs. De plus, les charges d'éléments nutritifs provenant des eaux souterraines sont souvent fortement régulées par une activité biogéochimique ou hydrologique intense dans des zones localisées (points chauds) ou pendant certaines périodes (moments chauds) dans les paysages comme les zones riveraines et hyporhéiques(McClain et al., 2003; Vidon et al., 2010).

Zones riveraines. Les zones riveraines sont situées à l'interface entre la terre et l'affluent où l'eau souterraine interagit de façon très intense avec la végétation et le sol (figure 4.2). Ces zones sont des points chauds biogéochimiques importants pour la rétention, l'atténuation et la production d'éléments nutritifs, et elles agissent souvent comme tampons en retirant les éléments nutritifs de l'eau souterraine avant leur émergence dans les eaux de surface (Mayer *et al.*, 2005; Vidon *et al.*, 2010). Des examens résumant de façon détaillée l'importance des zones riveraines pour la régulation de la charge en éléments nutritifs des eaux souterraines qui émergent vers les eaux de surface existent, ainsi que sur l'utilisation

des zones riveraines en tant qu'outils de gestion des éléments nutritifs (Gold *et al.*, 2001; Mayer *et al.*, 2005; Ranalli et Macalady, 2010; Vidon *et al.*, 2010).

La teneur en nitrate est souvent atténuée dans les zones riveraines par la dénitrification et l'absorption par la végétation et les micro-organismes (Ranalli et Macalady, 2010). L'ampleur de l'atténuation est complexe et dépend de la géomorphologie, de l'hydrologie souterraine (saturation du sol, trajets de l'eau souterraine, hétérogénéité hydrologique), de la biogéochimie souterraine (les conditions redox), de la température et des modifications d'origine humaine (p. ex. réseaux de drainage) (Ranalli et Macalady, 2010; Vidon *et al.*, 2010; Vidon et Hill, 2004). Une étude effectuée par Hill (1996) qui a examiné 20 zones riveraines en Ontario a trouvé que l'extraction de NO_3^- de l'eau souterraine avant son émergence vers les eaux de surface adjacentes variait de 65 à 100 %.

Les charges de phosphore provenant des eaux souterraines dans les affluents peuvent également être touchées par les zones riveraines, où la teneur en phosphore peut être atténuée par les processus de rétention des sédiments (p. ex. l'adsorption, les précipitations) et l'absorption par le biote (Hoffmann *et al.*, 2009). Ces processus d'atténuation ne mènent généralement qu'au stockage temporaire de phosphore; le phosphore stocké peut par la suite être libéré et exporté dans les cours d'eau dans des conditions hydrologiques ou géochimiques différentes (Carlyle et Hill, 2001; Hoffmann *et al.*, 2009; Roy et Bickerton, 2014). Dans une étude portant sur les flux de phosphore dans l'eau souterraine traversant une zone riveraine d'une zone agricole du sud de l'Ontario, Carlyle et Hill (2001) ont démontré qu'à tout moment, les apports externes en phosphore et les stocks internes de phosphore contribuent aux charges de phosphore des cours d'eau par l'eau souterraine.

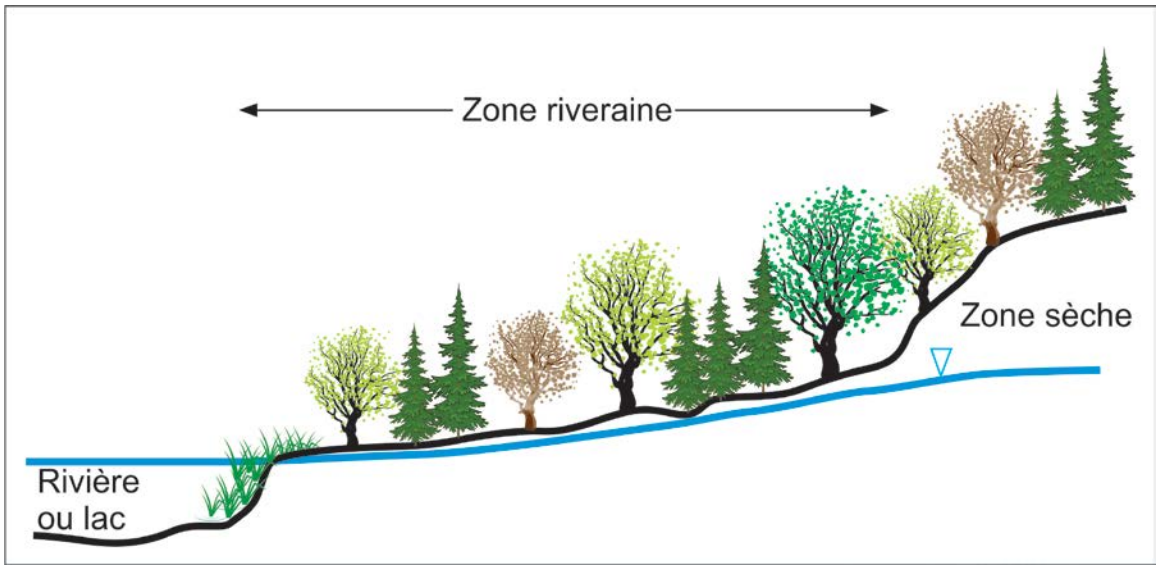


Figure 4.2. Exemple de la position relative d'une zone riveraine dans le paysage.

Zones hyporhéiques. La zone hyporhéique (voir la figure 2.4) régit également les flux d'éléments nutritifs dans les bassins versants (Ranalli et Macalady, 2010). Les réactions se déroulant dans cette zone peuvent grandement modifier les propriétés chimiques de l'eau souterraine qui émerge et de l'eau de surface recirculée (Gu *et al.*, 2008). D'importants travaux de recherche ont porté principalement sur l'évaluation des réactions se déroulant dans la zone hyporhéique qui peuvent à la fois produire (par la minéralisation et la nitrification de la matière organique) et consommer (par la dénitrification) de l'azote dérivé des eaux de surface et de l'eau souterraine (Briggs *et al.*, 2014; Kasahara et Hill, 2007; Vidon *et al.*, 2010). Les zones hyporhéiques peuvent également réguler le phosphore en le stockant temporairement pendant les conditions de débit de base (Thompson et McFarland, 2010). Comme pour les zones riveraines, le fonctionnement des zones hyporhéiques est extrêmement complexe et fortement influencé par les

hétérogénéités spatiales, les temps de résidence dans les voies d'écoulement hyporhéiques et les événements hydrologiques comme l'inondation des rives (Gu *et al.*, 2008; Harvey *et al.*, 2013).

4.5.2 Émergence directe d'eau souterraine

L'émergence directe d'eau souterraine dans les Grands Lacs peut survenir près du littoral, en provenance d'aquifères perméables (Crowe et Meek, 2009; Grannemann *et al.*, 2000) ou à quelques points dans les eaux du large (p. ex. dolines; Ruberg *et al.*, 2005). Bien qu'il soit estimé que l'émergence directe d'eau souterraine ne constitue qu'une petite composante des bilans hydrologiques des Grands Lacs (voir la section 2.3), elle pourrait jouer un rôle disproportionnellement important dans l'acheminement des éléments nutritifs dans les lacs (CAC, 2009; Grannemann *et al.*, 2000). Plus particulièrement, les charges d'éléments nutritifs apportées par l'émergence directe d'eau souterraine peuvent être importantes lorsque les aquifères peu profonds des régions littorales ont des concentrations élevées en éléments nutritifs (Johannes, 1980).

Il n'existe aucun cadre conceptuel qui peut être appliqué en tant qu'outils de vérification pour évaluer le potentiel d'émergence directe d'eau souterraine le long des rives, ni pour évaluer si l'eau souterraine peut être une voie d'entrée importante pour l'acheminement des éléments nutritifs dans les eaux littorales. Dans certaines régions, on sait que les concentrations en éléments nutritifs (notamment le NO_3^-) sont élevées dans les aquifères peu profonds. Toutefois, il n'est pas clair s'il y a un lien entre la pollution des eaux souterraines par les éléments nutritifs et la détérioration de la qualité des eaux littorales. Howard et Livingstone (2000) ont illustré à l'aide de la modélisation mathématique que les sources, dont les sites d'enfouissement, les fosses septiques et les engrais, acheminent peut-être de grandes quantités d'éléments nutritifs dans le lac Ontario sur une longue période (> 100 ans).

De façon semblable aux zones hyporhéiques et riveraines, une zone de réactivité biogéochimique élevée peut exister à proximité de l'interface entre l'eau souterraine et le lac, qui régit le flux et la spéciation des éléments nutritifs de l'eau souterraine qui émerge dans le lac (Charette et Sholkovitz, 2006; Robinson *et al.*, 2007). Bien que les facteurs contrôlant les écoulements d'eau souterraine et la transformation des éléments nutritifs ont été relativement bien étudiés à proximité de l'interface entre l'eau souterraine et l'eau de surface (Anwar *et al.*, 2014; Kroeger et Charette, 2008) dans les océans et les affluents (Briggs *et al.*, 2014; Harvey *et al.*, 2013), on sait peu de choses au sujet de la zone de réaction qui existe à l'interface des grandes eaux intérieures, comme les Grands Lacs (Crowe et Meek, 2009; Haack *et al.*, 2005; Lee *et al.*, 2014).

4.6 Lacunes en matière de connaissances et besoins en matière de recherche

Bien qu'un nombre croissant de preuves démontre que l'eau souterraine est importante pour la qualité de l'eau et la santé des Grands Lacs et de ses affluents, les effets de l'eau souterraine sur l'enrichissement en éléments nutritifs des eaux de surface demeurent incertains. Par conséquent, la contribution des eaux souterraines est mal gérée et souvent ignorée. La priorité doit être accordée à la génération de connaissances scientifiques fondamentales requises pour comprendre les eaux souterraines en tant que source d'éléments nutritifs pour les eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs et la génération d'outils scientifiques qui peuvent être utilisés par les gestionnaires de programmes et les décideurs. Les lacunes importantes en matière de connaissances et les priorités sont indiquées ci-dessous.

i) Lien entre l'utilisation des terres, la gestion des terres et la charge en éléments nutritifs des eaux souterraines

Alors que de nombreux rapports et études scientifiques indiquent le lien entre les pratiques en matière d'utilisation des terres et la pollution des eaux souterraines par les éléments nutritifs, le rôle de ces activités dans l'acheminement des éléments nutritifs aux eaux de surface par le biais des eaux souterraines est souvent méconnu. Le transport et la transformation des éléments nutritifs dans les eaux souterraines, notamment à proximité de l'interface entre l'eau souterraine et le lac, sont extrêmement complexes et les éléments nutritifs peuvent être atténués ou produits en subsurface près du point d'émergence (p. ex. zones riveraines et hyporhéiques). De plus, l'acheminement d'éléments nutritifs aux eaux de surface par le biais des eaux souterraines dépend grandement du temps en raison du temps de

déplacement lent de l'eau souterraine et du retard d'acheminement des éléments nutritifs, notamment le phosphore, découlant de leurs interactions avec les sédiments (Ray *et al.*, 2012; Sanford et Pope, 2014). Ce décalage entre le moment où les stratégies de changement d'affectation des terres ou de gestion des éléments nutritifs sont mises en œuvre et le moment où des changements dans la qualité de l'eau de surface sont attendus doit être pris en compte lors de l'évaluation des répercussions de ces scénarios sur la qualité de l'eau. Cet effet de décalage, incluant les effets à long terme de l'accumulation d'éléments nutritifs « hérités » dans les paysages, n'est pas bien compris, bien qu'il doive être intégré dans les décisions de gestion et les évaluations de la qualité de l'eau.

Les effets potentiels que peuvent avoir les diverses sources d'éléments nutritifs sur la qualité de l'eau souterraine doivent être classés par ordre de priorité afin que l'effort de recherche puisse être axé sur la recherche des sources qui sont soit associées au niveau le plus élevé d'incertitude et/ou qui peuvent contribuer grandement à la charge en éléments nutritifs vers les eaux de surface. L'effort de recherche doit également être consacré à évaluer l'efficacité des pratiques exemplaires de gestion des éléments nutritifs dans différents paysages du bassin des Grands Lacs pour la réduction des exportations des éléments nutritifs vers les eaux de surface. La participation des parties intéressées à la gestion des ressources en eau souterraine dans les milieux agricoles et urbains où les éléments nutritifs sont un problème important est essentielle.

Il arrive souvent que les intervenants locaux (propriétaires fonciers, autorités locales) ne possèdent pas les outils et les connaissances pratiques nécessaires pour réduire efficacement la charge en éléments nutritifs de l'eau souterraine vers les eaux littorales et les affluents. La priorité doit non seulement être accordée à la génération de connaissances scientifiques fondamentales requises pour mieux comprendre les sources d'éléments nutritifs dans l'eau souterraine, les voies de transport et le rejet vers les eaux de surface, mais également à faire en sorte que les connaissances scientifiques générées sont pertinentes et qu'elles peuvent être utilisées par les gestionnaires de programme et les décideurs.

ii) Rôle du phénomène des points chauds dans la régulation des flux d'éléments nutritifs des eaux souterraines vers les eaux de surface

L'importance des points chauds biogéochimiques et hydrologiques et des moments chauds dans la régulation de la charge en éléments nutritifs de l'eau souterraine vers l'eau de surface dans les affluents est maintenant bien reconnue (p. ex. Vidon *et al.*, 2010). Ceci présente un nouvel ensemble de défis puisque de nouvelles techniques de mesure capables de capter la variabilité temporelle et spatiale élevée connexe sont nécessaires. La collecte de données sur la tendance temporelle et saisonnière de la qualité de l'eau souterraine est rare et par conséquent, le caractère saisonnier de la recharge de la nappe et de l'émergence d'eau souterraine n'est pas bien compris.

Alors que les études du phénomène (points chauds, moments chauds) associé aux interactions entre les eaux souterraines et la zone fluviale (zone hyporhéique, zones riveraines) ainsi qu'aux interactions entre les eaux souterraines et l'océan (estuaire sous-marin) sont des secteurs de recherche actifs, la façon dont ces phénomènes régissent le flux direct d'éléments nutritifs des eaux souterraines dans les Grands Lacs est peu connue. Cette lacune doit être comblée afin d'améliorer les prévisions de la charge en éléments nutritifs des eaux littorales le long de différentes rives afin que la contribution de l'émergence directe d'eau souterraine puisse être gérée efficacement.

iii) Porter la compréhension scientifique locale à l'évaluation d'échelle régionale

Bien que de nombreuses études de petite échelle aient été effectuées dans le bassin des Grands Lacs et qu'elles fournissent une précieuse compréhension des apports en éléments nutritifs dans l'eau souterraine, porter les constatations propres au site à l'échelle du tronçon, du bassin versant et du bassin représente un défi majeur. Il est urgent de mettre au point des techniques pour la mise à l'échelle de connaissances scientifiques détaillées afin que la contribution relative de l'eau souterraine à la charge en éléments nutritifs des eaux de surface puisse être évaluée à de plus grandes échelles. L'identification des mesures de contrôle du paysage sur les flux d'éléments nutritifs dans l'eau souterraine dans des milieux physiographiques et climatiques représentatifs et la création d'un système de classification des paysages dans le bassin des Grands Lacs pourraient être une première étape vers la création d'outils pour repérer

les bassins versants où les flux d'éléments nutritifs dans l'eau souterraine ont des répercussions sur la qualité de l'eau de surface. L'identification des bassins versants prioritaires dans le bassin permettra également l'affectation des ressources et des efforts de recherche dans les zones où l'eau souterraine est susceptible d'avoir le plus grand impact écologique sur les eaux de surface.

iv) Disponibilité et évaluation systémique des données sur la qualité de l'eau souterraine

Bien que des réseaux de surveillance de la qualité des eaux souterraines locales aient été mis en place aux États-Uniset en Ontario, il y a une abondance de données sur la qualité de l'eau souterraine recueillies localement qui ne sont pas largement disponibles ou facilement accessibles. Les données de surveillance des puits recueillies par les autorités locales peuvent fournir des informations importantes sur l'occurrence et la répartition des éléments nutritifs dans les aquifères du bassin des Grands Lacs et les liens avec l'utilisation des terres (EC et U.S. EPA, 2009; CMI, 2011). Toutefois, les réseaux de surveillance existants n'ont généralement pas été conçus pour traiter précisément des enjeux liés aux éléments nutritifs, et ils échantillonnent souvent l'eau souterraine des aquifères plus profonds plutôt que celle des aquifères peu profonds et plus vulnérables. Par conséquent, les réseaux de surveillance existants pourraient devoir être améliorés pour évaluer les tendances temporelles et à long terme des éléments nutritifs dans l'eau souterraine.

En plus de la compilation des données nouvelles et historiques sur la qualité de l'eau souterraine afin de les rendre disponibles et accessibles, il faut effectuer une évaluation systématique régulière des tendances relatives aux éléments nutritifs dans l'eau souterraine dans le bassin des Grands Lacs (aux États-Unis et en Ontario). Un sommaire qui fournit un aperçu complet des polluants chimiques, y compris des éléments nutritifs, dans l'ensemble du bassin, et qui évalue les données relativement aux conditions hydrogéologiques et aux pratiques en matière d'utilisation des terres, est nécessaire.

Alors qu'un effort concerté est déployé aux États-Unis. et au Canada par les gouvernements fédéral, des États et des provinces pour la cartographie géologique et hydrogéologique, les données cartographiques, notamment à l'échelle du tronçon ou du bassin versant, sont rarement largement disponibles et facilement accessibles. Des efforts coordonnés de cartographie sont nécessaires pour aider à déterminer les répercussions locales et régionales de l'écoulement de l'eau souterraine dans les plans d'eau de surface, y compris l'identification des zones de recharge de la nappe et d'émergence, l'étendue des aquifères au large et des zones d'émergence connexes, et les limites des zones riveraines. La cartographie des aquifères à nappe libre peu profonds est de la plus grande urgence pour les efforts de gestion des éléments nutritifs, puisque ces aquifères sont les plus vulnérables à la pollution par les éléments nutritifs et puisqu'ils interagissent souvent le plus intensément avec les eaux de surface.

Tableau 4.1 Besoins scientifiques prioritaires liés aux eaux souterraines et aux éléments nutritifs.

Besoins scientifiques prioritaires	Besoins connexes et lacunes en matière d'information
4A. Lien entre la gestion des terres et la charge en éléments nutritifs de l'eau souterraine	• Reconnaître que la charge en éléments nutritifs de l'eau souterraine est liée à la gestion des terres. • Évaluer les pratiques exemplaires de gestion visant à réduire l'exportation des éléments nutritifs de l'eau souterraine vers les eaux de surface. • Comprendre le décalage temporel entre la mise en œuvre des pratiques exemplaires de gestion et l'amélioration de la qualité de l'eau souterraine et de l'eau de surface.
4B. Rôle du phénomène des points chauds sur les flux d'éléments nutritifs de l'eau souterraine	• Échantillonner l'eau souterraine afin d'évaluer la variabilité spatiale et temporelle associée au phénomène des points chauds. • Recherche sur l'importance du phénomène des points chauds relativement à l'émergence directe d'éléments nutritifs de l'eau souterraine dans les Grands Lacs.
4C. Mise à l'échelle des connaissances propres au site	• Élaborer des outils pour porter les connaissances locales sur l'eau souterraine à l'échelle du bassin versant et du bassin. • Identifier les mesures de contrôle du paysage sur les flux d'éléments nutritifs dans l'eau souterraine. • Identifier les bassins versants prioritaires où il faut concentrer les efforts de recherche.
4D. Évaluation de l'eau souterraine à l'échelle du bassin	• Compiler les données historiques sur la qualité de l'eau souterraine. • Améliorer les réseaux de surveillance pour évaluer les tendances relatives aux éléments nutritifs dans l'eau souterraine. • Réaliser une évaluation systématique régulière des tendances relatives aux éléments nutritifs dans l'eau souterraine dans le bassin des Grands Lacs. • Augmentation de la disponibilité des produits de cartographie hydrogéologique.

5. Eau souterraine et habitats aquatiques dans les Grands Lacs

Cindy Chu[1], Matthew Diebel[2], Matthew Mitro[2], Cam Portt[3]

[1]Section de la recherche et de la surveillance en matière de pêche, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2140, promenade East Bank, Peterborough (Ontario) K9J 7B8
[2]Bureau of Science Services / Office of Business Support, Science, and Sustainability, Wisconsin Department of Natural Resources, DNR Science Operations Center, 2801 Progress Road, Madison, WI 53716
[3]C. Portt and Associates, 56, avenue Waterloo, Guelph (Ontario) N1H 3H5

5.1 Introduction

Le présent chapitre traite des mécanismes par lesquels les afflux d'eau souterraine modifient les écosystèmes de la zone littorale, des affluents et des milieux humides dans le bassin des Grands Lacs. Il complète les chapitres 2, 3 et 4, qui portent sur l'hydrologie de l'eau de surface et de l'eau souterraine, ainsi que sur la dynamique des contaminants et des éléments nutritifs. La compréhension des interactions entre l'eau souterraine et les habitats contribuera directement au respect des engagements précisés aux annexes 2 et 7 de l'AQEGL. L'annexe 2 décrit les engagements visant à élaborer un cadre intégré des eaux littorales, lequel sera mis en œuvre de façon concertée par l'entremise du processus de gestion panlacustre pour chacun des Grands Lacs. Les activités menées en vertu de l'annexe 7 visent à aider à conserver, à protéger, à maintenir, à restaurer et à améliorer la résilience des espèces indigènes et de leur habitat, ainsi que le soutien des services écosystémiques essentiels.

L'eau souterraine exerce une influence sur le bilan hydrologique et la disponibilité d'habitats propices pour les organismes des Grands Lacs, des milieux humides côtiers et des plans d'eau intérieurs, ainsi que des cours d'eau et des milieux humides dans le bassin des Grands Lacs. Elle est considérée comme un facteur important pour le maintien de la fonction écosystémique dans de nombreux cours d'eau et milieux humides (Grannemann *et al*., 2000; figure 5.1). L'eau souterraine qui pénètre dans les écosystèmes aquatiques ou qui en sort peut modifier leurs caractéristiques hydrologiques, thermiques et chimiques. De ce fait, elle peut avoir une incidence sur la quantité et le type d'habitats disponibles pour le biote, ainsi que sur la qualité de ces habitats.

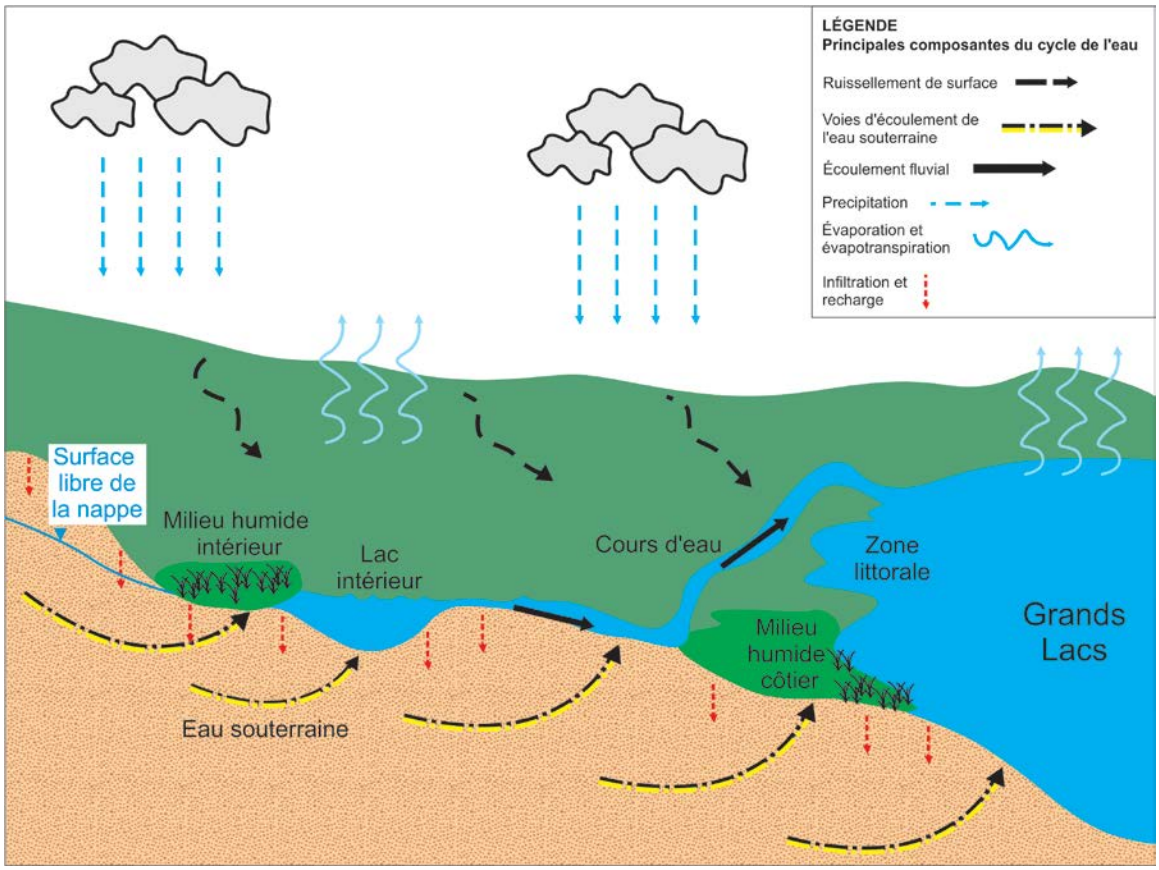


Figure 5.1. Schéma de l'écoulement de l'eau souterraine dans les cours d'eau des milieux humides et les écosystèmes lacustres. D'après Li (2015).

Dans la région des Grands Lacs, l'eau souterraine est essentiellement un grand réservoir souterrain (volume d'environ 4 920 km^3; Conseil consultatif scientifique des Grands Lacs de la Commission mixte internationale, 2010) à partir duquel l'eau remonte tranquillement vers les milieux en surface (aquatiques et terrestres) [chapitre 2]. La quantité et le profil temporel de cette émergence ont une incidence sur l'hydrologie des affluents, des milieux humides et, dans une moindre mesure, des Grands Lacs en assurant un apport minimum constant entre les périodes de précipitations et de fonte des neiges (Grannemann *et al*., 2000; Winter, 2007).

La température représente l'un des facteurs les plus importants dans les écosystèmes aquatiques tempérés. Les espèces sont physiologiquement adaptées à certaines niches thermiques, et la disponibilité d'un habitat thermique propice influence leur croissance, leur survie, leur reproduction et leur aire de répartition (Caissie, 2006). La température de l'eau souterraine à une profondeur de moins de 100 m est généralement de 1 à 2 °C de plus que la moyenne annuelle de la température de l'air (Freeze et Cherry, 1979). Les températures des eaux souterraines se situent généralement entre 5 °C et 13 °C dans le bassin des Grands Lacs (données non publiées : Service géologique des États-Unis, ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario). La température de l'eau de surface présente des variations saisonnières et diurnes plus importantes que celles de l'eau souterraine. Par conséquent, les afflux d'eau souterraine peuvent atténuer les variations saisonnières et diurnes de la température de l'eau de surface, ce qui se traduit par des températures plus froides en été et plus chaudes en hiver.

La composition chimique de l'eau souterraine influe sur la qualité de l'eau dans les habitats aquatiques et peut être influencée par les caractéristiques géologiques environnantes, la durée de la

présence de l'eau dans le sol et les activités humaines dans le bassin hydrographique, p. ex. la pollution ponctuelle (Winter *et al*., 1998) [chapitres 2 à 4]. La plus grande partie de l'émergence directe d'eau souterraine dans les Grands Lacs provient de systèmes d'écoulement locaux (peu profonds), souvent d'aquifères composés de sables et de graviers (Grannemann *et al.*, 2000; Kornelsen et Coulibay, 2014; chapitre 2). Ce type d'eau souterraine présente souvent une composition chimique semblable à celle de l'eau des lacs, tandis que la composition chimique de l'eau souterraine des aquifères régionaux (voies d'écoulement plus profondes et longues) ressemble très peu à celle de l'eau de surface ou de l'eau des lacs. Les apports d'eau de ces aquifères pourraient créer de forts gradients chimiques dans l'eau interstitielle près des lits de lacs (Haack *et al*., 2005) et aux points d'émergence, comme cela s'est produit pour une doline dans le lac Huron (Biddanda *et al*., 2006).

5.2 Influence de l'eau souterraine dans les habitats des Grands Lacs

L'eau souterraine relie les Grands Lacs à leur bassin hydrographique. Elle exerce donc une grande influence sur les habitats aquatiques dans la région des Grands Lacs. La présente section porte sur les habitats aquatiques des eaux littorales des Grands Lacs, des affluents des Grands Lacs et des milieux humides du bassin des Grands Lacs. Les effets de l'eau souterraine sur les habitats aquatiques de ces régions découlent de son influence sur les caractéristiques hydrologiques, thermiques et chimiques de ces habitats (tableau 5.1).

5.2.1 Eaux littorales

Les eaux littorales des Grands Lacs fournissent un habitat essentiel pour le biote et constituent un lien entre le bassin versant terrestre et les eaux libres. Elles sont particulièrement visées par les problèmes concernant la quantité d'eau, la qualité de l'eau et les ressources naturelles dans les Grands Lacs, car ce sont les régions les plus sensibles aux facteurs de stress anthropiques, notamment eaux de ruissellement polluées, la régularisation des fluctuations du niveau d'eau et l'artificialisation des rives (Haack *et al*., 2005; CMI, 2009). Les afflux d'eau souterraine dans les eaux littorales ont une incidence sur leur hydrologie ainsi que sur la température, la clarté et les propriétés chimiques de l'eau et, par conséquent, sur la disponibilité d'habitats propices pour les espèces résidentes (Haack *et al*., 2005).

En général, l'émergence directe d'eau souterraine dans les Grands Lacs est plus importante dans les eaux littorales qu'au large (Kornelsen et Coulibaly, 2014). L'hétérogénéité de l'émergence est attribuable aux différences sur le plan des gradients hydrauliques, des propriétés hydrauliques des rochers littoraux, des matériaux non consolidés ou des matériaux de fond de lac. Les fonds et les rives de lac où on trouve du till et des matériaux sablonneux ou silto-sableux ont tendance à être associés à des taux d'émergence d'eau souterraine plus élevés que dans le cas des fonds ou des rives composés de matériaux argileux ou silteux (Grannemann et Weaver, 1998; Neff *et al*., 2005). La configuration du littoral, la charge d'eau côtière, la topographie des rives ainsi que la bathymétrie des lacs influent également sur l'émergence d'eau souterraine (Grannemann et Weaver, 1998). La variabilité temporelle et spatiale de l'émergence d'eau souterraine, qui découle de ces facteurs et d'autres processus hydrologiques côtiers, notamment les fluctuations du niveau d'eau (ondes de tempête, seiches, changements saisonniers du niveau d'eau), les courants littoraux, les courants au large et le ruissellement (Haack *et al*., 2005), influence la quantité et le type d'habitats disponibles pour le biote, ainsi que leur qualité.

5.2.1.1 Caractéristiques hydrologiques. Comme cela est indiqué ci-dessus, l'apport de l'eau souterraine dans les lacs a principalement lieu par l'entremise des affluents. Seule une petite portion se retrouve directement dans les lacs. Par exemple, on estime que l'apport d'eau souterraine par l'entremise des cours d'eau qui se déversent dans le lac Michigan est d'environ 906 m^3/s contre 76,5 m^3/s pour l'émergence directe (Grannemann *et al*., 2000). Bien que l'émergence directe de l'eau souterraine puisse être plus stable dans le temps que d'autres éléments du bilan hydrologique des Grands Lacs qui sont davantage influencés par les conditions météorologiques, son volume est faible en comparaison des autres afflux hydrologiques (c.-à-d. apports des affluents, évaporation). Il est à prévoir que l'effet

stabilisateur de l'émergence directe de l'eau souterraine sur les niveaux d'eau des Grands Lacs sera proportionnel au volume émergent, donc relativement faible.

5.2.1.2 Caractéristiques thermiques. Les apports directs d'eau souterraine dans les eaux littorales peuvent avoir une incidence sur l'habitat thermique du littoral. L'influence des régimes thermiques (la température de l'eau souterraine étant un des composants de ces régimes) sur l'habitat, la répartition des espèces, la croissance et la composition des communautés a été bien documentée pour différents taxons : macrophytes (Rosenberry *et al*., 2000), zooplancton (Thomasen *et al*., 2013), ichtyoplancton (McKenna *et al*., 2008) et poissons (Stewart et Bowlby, 2009). Tel qu'il est mentionné ci-dessus, la température de l'eau souterraine dans le bassin des Grands Lacs se situe généralement entre 5°°C et 13° C, ce qui est en général plus froid que la température des eaux littorales en été et plus chaud que leur température en hiver. Toutefois, l'influence de l'eau souterraine sur les régimes thermiques des Grands Lacs est limitée en raison de la prépondérance de l'échange de chaleur à l'interface air-eau et de l'inertie thermique liée au grand volume d'eau dans les lacs. L'effet thermique de l'eau souterraine est sans doute le plus marqué dans le substrat et à l'interface eau souterraine-eau de surface. Il y a tout lieu de s'attendre à ce que le biote benthique subisse l'influence de l'hétérogénéité thermique dans les substrats des Grands Lacs, mais à notre connaissance, aucune étude ne traite de ce sujet. L'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) est la seule espèce de poisson des Grands Lacs qui fraierait exclusivement dans les secteurs d'émergence d'eau souterraine (Snucins *et al*., 1992: Curry et Noakes, 1995; Blanchfield et Ridgway, 1997; Guillemette *et al*., 2011, Van Grinsven *et al*., 2012). D'après certains chercheurs, ce comportement peut accroître la survie des embryons de cette espèce qui fraie à l'automne, en particulier lorsque les hivers froids peuvent, en l'absence d'eau souterraine, provoquer le gel des nids de frai et le décès des embryons (Curry et Noakes, 1995; Blanchfield et Ridgway, 1997; Guillemette *et al*., 2011). Dans les Grands Lacs, l'omble de fontaine est seulement présent dans quelques secteurs du lac Supérieur (Huckins et al., 2008). La plupart des populations du lac Supérieur sont adfluviales (Van Grinsven *et al*., 2012; Mucha et Mackereth, 2008; D'Amelio *et al*., 2008), mais il y aurait des frayères dans les échancrures de l'Isle-Royale (Gorman *et al*., 2008), et il y aurait eu quelques observations fiables d'ombles de fontaine en frai à quelques endroits du côté canadien du lac Supérieur (R. Swainson, biologiste du MRNO, Nipigon, en Ontario; communication personnelle avec C. Portt).

5.2.1.3 Caractéristiques chimiques. Les caractéristiques chimiques des apports d'eau souterraine dans les eaux littorales sont liées aux caractéristiques du roc et des sédiments aquifères, la durée du contact entre ceux-ci et l'eau, et toute activité humaine dans la région qui pourrait être une source de contaminants (voir le chapitre 3). Les aquifères du substratum rocheux les plus fréquents dans la région sont les roches carbonatées, comme le calcaire et la dolomie (figure 2.2; chapitre 2). On trouve aussi beaucoup de minéraux carbonatés dans les sédiments (dépôts glaciaires, sédiments de lacs et de cours d'eau) qui recouvrent le substratum rocheux. Ils peuvent avoir une grande incidence sur les caractéristiques chimiques de l'eau souterraine, en particulier sur les concentrations de carbone inorganique dissous, de calcium et de magnésium. Plusieurs autres types de minéraux, notamment du sulfure métallique et du gypse, sont présents, mais en moins grande quantité. La météorisation de ces minéraux est à l'origine de la présence d'un éventail de solutés dans l'eau souterraine, notamment la silice, les sulfates, le sodium, le potassium, le calcium, le magnésium et divers métaux (voir les chapitres 2 et 3). En raison de l'interaction de l'eau souterraine avec les sédiments et les roches, elle est souvent pauvre en oxygène dissous comparativement à l'eau de surface, de sorte que certains organismes ne peuvent survivre aux endroits où l'eau souterraine émerge. L'influence chimique des eaux souterraines sur les eaux littorales est vraisemblablement la plus marquée dans le substrat et à l'interface eaux souterraines/eaux littorales.

5.2.2 Affluents

Les affluents sont des cours d'eau et des rivières qui se jettent dans les Grands Lacs. Ils transportent l'eau de surface et l'eau souterraine des bassins versants jusqu'aux lacs. Par la même occasion, ils transportent des éléments nutritifs et des polluants, et fournissent un habitat à des milliers d'espèces animales et

végétales riveraines et lotiques. Les affluents représentent les principaux habitats de frai et d'alevinage pour un tiers des poissons des Grands Lacs (Lane *et al*., 1996).

Ils apportent une quantité importante d'eau dans les Grands Lacs : 41 % de l'apport en eau pour le lac Supérieur, 46 % pour les lacs Michigan et Huron, 47 % pour le lac Érié et 67 % pour le lac Ontario (Commission des Grands Lacs, 2003). De 40 à 75 % de cette eau proviendrait de l'afflux d'eau souterraine dans les affluents. Par conséquent, l'afflux total d'eau souterraine dans les Grands Lacs en provenance des affluents représenterait de 20 à 40 % du débit entrant total des Grands Lacs (Kornelsen et Coulibaly, 2014). L'émergence directe d'eau souterraine dans les affluents est variable sur le plan spatial, car les caractéristiques géologiques de la surface et du substratum rocheux ne sont pas uniformes, ce qui a une incidence sur le taux d'infiltration et de déplacement des précipitations et ainsi que sur la capacité de stockage. Le climat influence également la quantité de précipitations qui peut s'infiltrer. À un endroit donné, la variabilité temporelle de l'émergence d'eau souterraine est principalement attribuable à la variabilité des conditions météorologiques.

5.2.2.1 Caractéristiques hydrologiques. L'émergence d'eau souterraine et le ruissellement de surface (à partir des zones riveraines et sèches de la zone de captage) se combinent pour alimenter les lacs en eau. Dans le cadre de cette description simplifiée, le ruissellement de surface est limité dans le temps en fonction des périodes de précipitations et de fonte des neiges, tandis que l'émergence d'eau souterraine est plus constante. Celle-ci a une incidence sur l'hydrologie, la structure physique, la biogéochimie, la qualité de l'eau et l'écologie des affluents (Jones et Mulholland, 2000). L'eau d'amont printanière est caractérisée par une stabilité hydrologique et thermique qui peut être maintenue pendant des conditions de sécheresse (Stubbington et Wood, 2013).

5.2.2.2 Caractéristiques thermiques. L'influence de l'émergence directe de l'eau souterraine sur la température des cours d'eau, et donc sur leurs communautés, est généralement reconnue (Ricker, 1934; Chu *et al*., 2010; Stewart *et al*., 2015). L'eau souterraine qui émerge directement dans les cours d'eau peut tempérer la chaleur estivale et la froideur hivernale au point d'émergence ainsi qu'en aval. L'ampleur de cet effet thermique est somme toute proportionnelle aux volumes relatifs d'eau de surface et d'eau souterraine. Une fois que l'eau souterraine pénètre dans un cours d'eau, elle devient sensible aux flux de chaleur qui influencent la température de ce cours d'eau, le plus important d'entre eux se produisant à l'interface air-eau. Aux endroits où l'eau souterraine se mélange à l'eau de surface avant d'atteindre un cours d'eau, par exemple à la suite d'un échange hyporhéique, l'effet sur la température du cours d'eau peut être atténué. En hiver, les surfaces de suintement d'eau souterraine fournissent des habitats d'hivernage exempts de glace souterraine. Les espèces mobiles les recherchent activement et s'y installent (Power *et al*., 1999). En été, l'émergence directe d'eau souterraine rafraîchit les cours d'eau, ce qui offre un refuge aux espèces exposées à des températures s'approchant de leur limite thermique durant les épisodes de temps chaud (Power *et al*. 1999; Stubbington et Wood, 2013). Les sites où l'émergence d'eau souterraine est importante peuvent également soutenir une abondance accrue d'invertébrés benthiques, ainsi qu'une richesse taxonomique et une respiration périphytonique plus élevées dans les cours d'eau (Hunt *et al*., 2006).

5.2.2.3 Caractéristiques chimiques. Les caractéristiques chimiques des apports d'eau souterraine dans les affluents, tout comme celles des apports d'eau souterraine dans les eaux littorales des Grands Lacs, sont liées aux caractéristiques du roc et des sédiments aquifères ainsi qu'à la durée du contact entre ceux-ci et l'eau (c.-à-d. le temps de résidence de l'eau souterraine avant son émergence dans les cours d'eau). Les apports des systèmes d'écoulement d'eau souterraine spécifiques aux cours d'eau individuels peuvent avoir une forte influence sur leurs caractéristiques chimiques, surtout lorsque l'eau souterraine représente une grande proportion de l'eau (jusqu'à 100 % à certains moments et à certains endroits). Par opposition, la chimie de l'eau des Grands Lacs, qui a un temps de séjour beaucoup plus long, est fortement influencée par les processus de mélange et une grande partie de l'eau dans les lacs provient directement des précipitations. Cette grande influence de l'eau souterraine sur les caractéristiques chimiques des affluents peut se refléter sur la faune et la flore aquatiques qui s'y trouvent.

5.2.3 Milieux humides

Dans la région des Grands Lacs, les milieux humides sont parmi les systèmes les plus diversifiés sur le plan écologique et les plus productifs sur le plan biologique. Les milieux humides riverains font office de zone de transition entre les bassins versants et les lacs. Ils jouent un rôle important dans l'atténuation et la filtration des effets anthropiques sur les ressources hydriques (Grannemann *et al*., 2000). Les milieux humides des Grands Lacs améliorent la qualité de l'eau en filtrant les polluants et les sédiments, en stockant les éléments nutritifs et les matières organiques terrestres pour les recycler dans le réseau trophique aquatique, en réduisant les inondations et l'érosion, ainsi qu'en offrant des habitats de frai et d'alevinage pour de nombreuses espèces des Grands Lacs (Michigan Sea Grant, 2014).

Parmi les quatre types milieux humides généralement reconnus (tourbières ombrotrophes, tourbières minérotrophes, marécages et marais), l'émergence d'eau souterraine est considérée comme un attribut fonctionnel important des tourbières minérotrophes et de certains types de marécages (MRNO, 2013, 2014). L'apport direct d'eau souterraine aux milieux humides des Grands Lacs repose sur la géologie sous-jacente et la géographie physique adjacente. Il peut également être influencé par le niveau des lacs (Keough *et al*., 1999). Kraus et White (2009) ont établi que les riches tourbières minérotrophes riveraines étaient les principaux milieux humides riverains des Grands Lacs qui étaient dépendants de l'eau souterraine. Ils notent que les zones sèches environnantes sont en général dominées par le thuya occidental (*Thuja occidentalis*), qui est l'espèce dominante dans les riches marécages de conifères qui subissent l'influence de l'eau souterraine (Racey *et al*., 1996; figure 5.2). Dans les riches tourbières minérotrophes riveraines, l'eau souterraine constitue une source stable d'eau et d'éléments nutritifs, et peut tempérer l'influence des fluctuations du niveau des lacs sur les communautés résidentes (Mortsch *et al*., 2006). Les tourbières minérotrophes du lac Huron et de la baie Georgienne comptent des communautés en péril et plus de 40 espèces végétales importantes à l'échelle provinciale (Centre d'information sur le patrimoine naturel de l'Ontario, 1995; Wilcox, 1995). Les tourbières minérotrophes riveraines du lac Michigan accueillent 25 espèces de plantes et d'animaux considérées comme rares par le gouvernement fédéral (Cohen *et al*., 2010).

5.2.3.1 Caractéristiques hydrologiques. Comme cela est indiqué ci-dessus, l'apport d'eau souterraine est essentiel pour les tourbières minérotrophes et certains types de marécages. D'après Mortsch *et al*. (2008), la stabilité de deux des trois tourbières minérotrophes riveraines du lac Huron étudiées est attribuable à l'apport d'eau souterraine, en dépit des fluctuations du niveau du lac.

5.2.3.2 Caractéristiques thermiques. Peu d'études portent sur l'influence de l'eau souterraine sur la dynamique thermique (et ultérieurement sur les habitats thermiques) des tourbières minérotrophes et des marécages des Grands Lacs. Toutefois, la température de l'eau des milieux humides, qui est en partie fonction de l'eau souterraine, a une incidence sur les processus biogéochimiques qui régulent le cycle des éléments nutritifs, l'activité microbienne ainsi que la croissance et les activités de reproduction du biote des milieux humides. Dans le cadre d'une étude des tourbières minérotrophes, des tourbières ombrotrophes et des marécages de la forêt Hiawatha sur la péninsule supérieure du Michigan, Kudray et Gale (1997) ont découvert que la température de l'eau souterraine était différente pour les trois types de milieux humides. Elle était plus froide dans les marécages, intermédiaire dans les tourbières ombrotrophes et plus chaude dans les tourbières minérotrophes. Les auteurs ont attribué cette tendance à la profondeur de la nappe phréatique dans chaque type de milieu humide. De fait, les tourbières minérotrophes présentaient la nappe phréatique la moins profonde et la température de l'eau souterraine la plus élevée.

5.2.3.3 Caractéristiques chimiques. L'eau souterraine peut exercer une grande influence sur les caractéristiques chimiques des milieux humides en raison des minéraux dissous et des éléments nutritifs qu'elle transporte. Kudray et Gale (1997) ont découvert que le pH et les concentrations de calcium et de manganèse n'étaient pas les mêmes pour les trois types de milieux humides de la forêt Hiawatha sur la péninsule supérieure du Michigan.

Figure 5.2. Zone d'émergence de l'eau souterraine dans un riche marécage de conifères influencé par l'eau souterraine. La ligne orange délimite la zone d'émergence, et la ligne bleue indique la présence du ruisseau. (Photo : C. Portt)

Tableau 5.1. Influence de l'eau souterraine sur les habitats aquatiques.

Habitat	Influence sur l'habitat
Affluents et milieux humides	L'apport direct de l'eau souterraine peut maintenir le débit et l'approvisionnement en eau, ce qui a une incidence sur la quantité d'habitats tout au long de l'année.
Affluents et milieux humides	Aux sites d'émergence (et dans les cours inférieurs des cours d'eau), l'interaction eau de surface-eau souterraine peut refroidir la température de l'eau de surface en été et la réchauffer en hiver. Ce phénomène peut créer des habitats propices pour le biote qui ne peut tolérer des températures élevées, notamment les salmonidés. L'apport direct d'eau souterraine peut aussi donner lieu à des habitats exempts de glace en hiver (Power *et al*., 1999).
Eaux littorales	À une petite échelle, l'apport direct d'eau souterraine peut refroidir la température des eaux littorales en été et les réchauffer en hiver, mais la contribution de l'eau souterraine à l'ensemble du régime thermique des eaux littorales est sans doute surpassée par l'inertie thermique et l'interface air-eau des Grands Lacs.
Eaux littorales et affluents	L'émergence d'eau souterraine peut donner lieu à des habitats de frai pour l'omble de fontaine dans les affluents. Ce phénomène, qui n'a pas été confirmé, se produirait dans quelques zones littorales du lac Supérieur où l'omble de fontaine fraie.
Eaux littorales, affluents et milieux humides	L'eau souterraine influence le cycle physique et l'écoulement des éléments nutritifs et des matières organiques d'importance pour le biote (voir les chapitres 3 et 4).
Eaux littorales et affluents	Certaines communautés de microbes et d'invertébrés sont adaptées aux conditions de la zone hyporhéique (voir le chapitre 2) où les caractéristiques biogéochimiques et physiques de l'eau issue de ce mélange permettent de créer un habitat propice.

5.3. Besoins scientifiques

Les besoins scientifiques permettant d'accomplir des progrès sur la base des connaissances actuelles décrites dans le présent chapitre ont été définis, et ce, en privilégiant les initiatives qui pourraient directement contribuer à approfondir la compréhension des effets de l'eau souterraine sur les écosystèmes aquatiques ainsi que sur la gestion de l'eau souterraine.

i) Cartographier la recharge de la nappe et l'émergence de l'eau souterraine.
Il n'existe pas d'information spatiale de base sur le mouvement de l'eau souterraine dans de nombreux endroits du bassin des Grands Lacs. Cette information est essentielle pour en comprendre les effets sur les habitats. Lorsque des données adéquates existent (géologie, sols, topographie, diagraphie de puits), les modèles d'eau souterraine comme MODFLOW peuvent être utilisés pour simuler le mouvement de l'eau souterraine, notamment son émergence dans les habitats à la surface. Au moment d'élaborer ces modèles, il est essentiel de sélectionner une résolution spatiale et une résolution temporelle qui sont pertinentes pour les écosystèmes en question. Par exemple, si un modèle est utilisé pour simuler l'hydrologie de petits milieux humides éphémères, il nécessite une résolution temporelle et une résolution spatiale élevées. La surveillance de l'eau souterraine peut jouer un rôle dans l'élaboration et le calibrage d'un modèle. Les résultats des modèles d'eau souterraine peuvent être utilisés pour cibler les évaluations des habitats sur le terrain et modéliser les liens entre l'hydrologie et les caractéristiques de l'écosystème.

ii) Combiner les modèles d'eau souterraine et les autres modèles écosystémiques, notamment les modèles portant sur l'hydrodynamique des eaux littorales ainsi que les modèles hydrologiques et thermiques des affluents et des milieux humides.
Entre l'émergence de l'eau souterraine et son incidence sur un écosystème, d'autres processus physiques sont souvent en jeu. Par exemple, il y a lieu de s'attendre à ce que l'influence de l'eau souterraine sur les habitats riverains soit liée à la bathymétrie et aux modes de circulation. Les modèles de la qualité de l'eau de surface, comme SWAT (Arnold *et al*., 2012), pourraient être améliorés en établissant un lien avec les résultats d'un modèle d'eau souterraine. Dans la mesure du possible, les modèles qui simulent les composantes d'un écosystème qui sont étroitement liées devraient être mis en relation.

iii) Évaluer l'importance de l'émergence d'eau souterraine sur la répartition des espèces et les caractéristiques des écosystèmes. Comme cela est résumé ci-dessus, l'influence de l'eau souterraine sur la répartition des espèces et sur les communautés dans les cours d'eau est bien établie, et la compréhension de nombreux aspects de cette influence est assez bonne. Toutefois, en ce qui a trait à ces phénomènes, l'influence de l'émergence directe d'eau souterraine dans les lacs, notamment les Grands Lacs, a été beaucoup moins étudiée. Des études portant sur l'incidence de l'émergence d'eau souterraine sur les espèces et les communautés, en particulier les communautés benthiques, contribueraient à approfondir nos connaissances sur les écosystèmes riverains.

iv) Évaluer l'importance de l'effet des tendances spatiales de l'émergence d'eau souterraine sur les caractéristiques des écosystèmes. Peu d'études ont porté sur l'effet de l'émergence inégale de l'eau souterraine sur les tendances et les processus écosystémiques. L'inégalité de l'émergence de l'eau souterraine pourrait jouer un rôle dans la dispersion des espèces, l'établissement d'espèces envahissantes et la structure des métapopulations. Par exemple, une série de points d'émergence répartis dans un cours d'eau peuvent représenter des refuges thermiques pour des organismes sténothermes, mais, pris individuellement, ils ne sont peut-être pas considérés comme importants.

v) Répertorier les écosystèmes qui sont vulnérables aux changements sur le plan de l'émergence de l'eau souterraine. L'établissement de priorités en matière de protection des écosystèmes tributaires de l'eau souterraine repose sur la capacité à évaluer la vulnérabilité de ces derniers aux changements environnementaux. La vulnérabilité est fonction de l'exposition (degré de stress), de la sensibilité (degré de réponse au stress) et de la capacité d'adaptation (potentiel d'ajustement au stress). Par exemple, un

organisme qui vit dans un cours d'eau alimenté par de l'eau souterraine est plus vulnérable lorsque des changements environnementaux risquent de réduire l'apport d'eau souterraine dans le cours d'eau, lorsque l'organisme est sténotherme et lorsqu'il ne peut échapper au facteur de stress en se déplaçant vers un habitat propice.

Tableau 5.2. Besoins scientifiques prioritaires liés aux habitats aquatiques.

Besoins scientifiques prioritaires	Besoins connexes et lacunes dans les renseignements
5A. Cartographier la recharge de la nappe et l'émergence de l'eau souterraine	• Intégration des données de surveillance et des outils de modélisation pour cartographier les zones de recharge et d'émergence des eaux souterraines à l'échelle du bassin des Grands Lacs.
5B. Combiner les modèles d'eau souterraine et les autres modèles écosystémiques, notamment les modèles portant sur l'hydrodynamique des eaux littorales ainsi que les modèles hydrologiques et thermiques des affluents et des milieux humides	• Lier les modèles de recharge et d'émergence des eaux souterraines aux modèles hydrologiques afin de déterminer les habitats tributaires des eaux souterraines dans les milieux humides, les cours d'eau et les eaux littorales des Grands Lacs.
5C. Évaluer l'importance de l'émergence d'eau souterraine sur la répartition des espèces et les caractéristiques des écosystèmes	• Cartes représentant l'émergence directe des eaux souterraines dans les Grands Lacs. • Modèles du bilan hydrologique concernant l'émergence directe des eaux souterraines dans les Grands Lacs. • Meilleure compréhension de l'influence de l'émergence directe des eaux souterraines sur la répartition et l'habitat des espèces des Grands Lacs.
5D. Évaluer l'importance de l'effet des tendances spatiales de l'émergence d'eau souterraine sur les caractéristiques des écosystèmes	• Recherche de liens entre les tendances spatiales dans les zones de recharge en eau souterraine et d'émergence des eaux souterraines et la dispersion de l'habitat, la répartition des espèces ainsi que la fonction de l'écosystème..
5E. Répertorier les écosystèmes qui sont vulnérables aux changements sur le plan de l'émergence de l'eau souterraine	• Cartographie des écosystèmes tributaires de l'eau souterraine dans le bassin des Grands Lacs. • Évaluation de leur exposition et de leur sensibilité aux variations dans l'eau souterraine et à d'autres facteurs de stress (p. ex. aménagement d'un bassin versant). • Établissement de l'ordre de priorité relativement à la conservation de ces écosystèmes tributaires de l'eau souterraine.

6. **RÉPERCUSSIONS DU DÉVELOPPEMENT URBAIN SUR LES EAUX SOUTERRAINES**

Kelly Warner[1], Ken Howard[2], Rick Gerber[3], Gayle Soo Chan[4], Don Ford[5]

[1] *Service géologique des États-Unis, Urbana, Illinois, États-Unis*
[2] *Université de Toronto, Toronto (Ont.), Canada*
[3] *Conservation Authorities Moraine Coalition, Toronto (Ont.), Canada*
[4] *Office de protection de la nature de la vallée Credit, Mississauga (Ont.), Canada*
[5] *Office de protection de la nature de Toronto et de la région, Toronto (Ont.), Canada*

6.1 Introduction

Comme il a été mentionné au chapitre 2, l'infrastructure urbaine a une incidence sur la quantité des échanges entre l'eau souterraine et l'eau de surface dans le bassin des Grands Lacs. De plus, comme nous l'avons vu aux chapitres 3 et 4, le développement urbain dans ce bassin a eu des répercussions importantes sur la qualité de l'eau souterraine. Toutes ces répercussions de l'urbanisation sur l'eau souterraine touchent indirectement la qualité de l'eau des Grands Lacs. Le présent chapitre examine de plus près les répercussions de l'urbanisation sur l'eau souterraine dans le bassin des Grands Lacs ainsi que la façon dont elles peuvent changer au fil du temps.

Environ la moitié de la population mondiale vit dans des zones urbaines et ce pourcentage devrait atteindre 60 % d'ici 2030 (Howard, 2012). Cette tendance se reflète grandement dans le bassin des Grands Lacs qui accueille certaines des villes nord-américaines les plus peuplées, y compris Chicago, Détroit et Toronto. Les eaux souterraines peuvent constituer une source d'approvisionnement importante pour les banlieues en pleine expansion (Theobald, 2005) et les villes rurales plus petites. Toutefois, la plupart des grandes villes du bassin puisent la majeure partie de leur eau dans les Grands Lacs (Grannemann *et al.* 2000), ce qui signifie que les eaux souterraines urbaines suscitent peu d'attention tant qu'il n'y a pas de problèmes. Ces problèmes sont liés à la qualité de l'eau souterraine ou à sa quantité (Foster, 1990) et se manifestent généralement par des répercussions sur la qualité de l'eau des plans d'eau récepteurs, y compris les écosystèmes aquatiques sensibles, ou par la montée du niveau des eaux souterraines qui menace les tunnels, les ouvrages de génie civil et les services publics d'électricité (Howard, 2007; Pokrajac et Howard, 2011). Les sources urbaines polluées et la montée du niveau des eaux souterraines observées dans les villes d'Europe et d'une partie de l'Amérique du Nord démontrent qu'une gestion proactive des eaux souterraines urbaines est nécessaire, peu importe que ces dernières soient utilisées pour l'approvisionnement en eau potable ou non.

6.1.1 Problèmes liés à la quantité

Jusqu'à récemment, on croyait généralement que le développement urbain entraînait une perte nette de la recharge de la nappe phréatique en raison de la présence très répandue de l'asphalte et du béton qui forment un scellant imperméable pour la surface du sol. Les études confirment que l'urbanisation diminue la recharge des nappes souterraines, mais de nombreuses preuves (Custodio, 1997; Lerner, 2002) indiquent que l'urbanisation modifie radicalement l'ensemble du cycle hydrologique urbain (figure 6.1) en introduisant de nouvelles sources de recharge qui peuvent plus que compenser les pertes dans la recharge directe. Ces sources incluent :

- l'infiltration provenant des installations septiques (dans les petites communautés, les banlieues et les zones rurales);
- les fuites des égouts;
- les fuites des conduites principales d'eau sous pression;
- l'irrigation excessive des jardins domestiques et municipaux;
- l'infiltration du ruissellement (naturellement, en tant que recharge indirecte);
- l'infiltration du ruissellement (de manière intentionnelle, en tant que conséquence des plans de gestion des eaux pluviales).

La contribution de ces sources peut être difficile à quantifier. Comme il a été indiqué par Lerner (1990), tous les réseaux d'alimentation en eau fuient, particulièrement ceux qui sont fortement pressurisés. Les réseaux bien entretenus peuvent perdre seulement 5 à 10 % d'eau, mais les plus anciens réseaux peuvent facilement en perdre 20 % ou plus (tableau 6.1). Les taux d'exfiltration des égouts sont également très difficiles à estimer (Eiswirth, 2002; Hornef, 1985; Seyfried, 1984) étant donné que la plupart des travaux publiés concernent les conduites d'égout construites sous la nappe phréatique qui reçoivent l'infiltration des eaux souterraines (Mills *et al.*, 2014). Bien que l'on puisse s'attendre à ce que des écoulements comparables se produisent dans le sens inverse si les égouts sont construits dans une zone non saturée, on sait peu de choses, car la plupart des études sur l'exfiltration des conduites d'égout ont été axées sur la qualité de l'eau plutôt que sur sa quantité. Une étude menée au Royaume-Uni a révélé que les fuites provenant d'un très vieux réseau d'égout unitaire en dessous de Liverpool étaient comparables en volume aux fuites des canalisations principales (Université de Birmingham, 1984). Au cours d'une étude allemande, Eiswirth (2002) a estimé que les fuites d'égout contribuaient pour environ 15 L/personne/jour à la recharge de la nappe. En règle générale, les villes qui importent l'eau, mais qui exportent les eaux usées, peuvent s'attendre à fournir environ 15 à 25 % d'eau importée à la recharge (Lerner 1990).

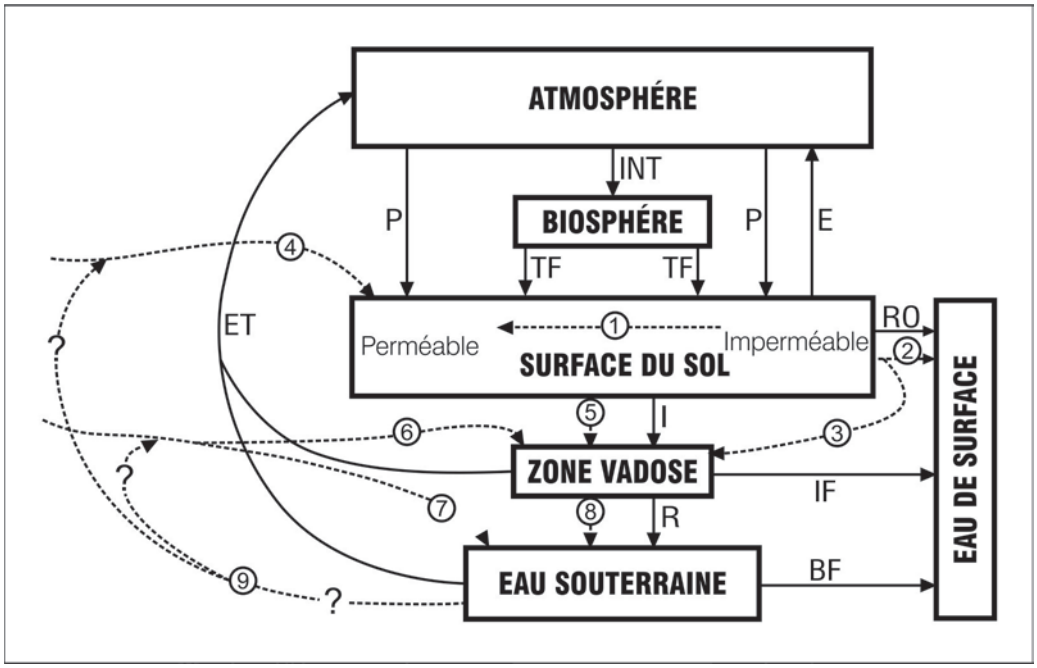


Figure 6.1 Modifications du cycle hydrologique en raison de l'urbanisation (tiré de Garcia-Fresca et Sharp, 2005). « E » fait référence à l'évaporation; « ET », à l'évapotranspiration; « P », aux précipitations; « INT », à l'interception; « TF », aux pluies au sol; « I », à l'infiltration; « R », à la recharge; « RO », au ruissellement de surface; « IF », à l'écoulement de subsurface, et « BF », au débit de base. Neuf modifications potentielles sont remarquées : (1) couverture imperméable augmentée; (2) modifications dans le ruissellement de surface; (3) recharge indirecte augmentée; (4) irrigation des pelouses, de parcs et des jardins; (5) infiltration augmentée; (6 et 7) réseaux d'eau, d'égout et pluviaux qui fuient, qui peuvent être au-dessus de la nappe phréatique, mais s'ils sont sous la nappe, seuls les réseaux pressurisés fuiraient; (8) recharge augmentée; et (9) pompage d'eau souterraine.]

Tableau 6.1. Estimations des fuites provenant des réseaux de services publics d'eau (modifié d'après Hibbs et Sharp, 2012; Garcia-Fresca, 2004 et 2006).

Ville	Perte d'eau par les conduites principales (pourcentage)*
Hull, R.-U.	5
Los Angeles, Californie, États-Unis	6-8
Hong Kong, Chine	8
San Antonio, Texas, États -Unis	8,5
Évora, Portugal	8,5
Milan, Italie	10
Austin, Texas, États -Unis	12
New Auckland, Nouvelle-Zélande	12,3
Toronto, Canada	14
Calgary, Canada	15
Moyenne aux États-Unis	16
São Paulo, Brésil	16
Dresde, Allemagne	18
Taux généraux au R.-U.	20-25
Baltimore, Maryland, États-Unis	23
Gotebeg, Suède	26
Round Rock, Texas, États -Unis	26
Tomsk, Russie	16-30
Amman, Jordanie	30
Kharkov, Ukraine	30
Sana'a, Yémen	30
Saint-Pétersbourg, Russie	~30

*Les taux peuvent changer avec le temps et dans l'espace dans une zone urbaine.

Les eaux de ruissellement qui s'infiltrent par les rigoles gazonnées et les bassins de gestion des eaux pluviales constituent la source d'alimentation la moins bien comprise dans les zones urbaines. Plusieurs villes du bassin des Grands Lacs utilisent la subsurface comme moyen pratique de résoudre leurs problèmes de gestion des eaux pluviales, mais elles le font sans tenir compte, ou presque, de la capacité de la subsurface peu profonde à contenir cette eau ou des problèmes liés à la qualité de l'eau qui pourraient survenir. Il s'agit d'une préoccupation sérieuse étant donné qu'avec le temps, la recharge excessive peut entraîner la montée du niveau des eaux souterraines et un lessivage vers le haut des sels et des contaminants déjà accumulés dans la zone non saturée peu profonde. Comme on a pu l'observer dans de nombreuses régions du monde, la montée du niveau des eaux souterraines peut causer l'inondation des rues, des caves, des égouts, des fosses septiques, des conduites de services publics et des tunnels de transport, réduire la capacité portante des ouvrages et avoir une incidence sur les aires d'agrément en saturant d'eau les terrains de sport et en tuant les arbres (Heathcote et Crompton, 1997).

6.1.2 Problèmes liés à la qualité

Les zones urbaines fabriquent, importent, entreposent, transportent et utilisent d'importants volumes de produits chimiques polluants, dont une partie contamine inévitablement les eaux souterraines urbaines (Howard, 1997; Squillace *et al.*, 2002; Lerner, 2003; Kaufman *et al.*, 2009) (figure 6.2). Les sources de polluants peuvent généralement être regroupées en sources ponctuelles qui émanent d'un emplacement précis et en sources linéaires ou distribuées, lesquelles ont une incidence plus vaste ou « diffuse » (tableau 6.2, voir le chapitre 3). Dans de nombreuses zones urbaines, un grand nombre de sources ponctuelles et linéaires de polluants (p. ex. fosses septiques, fuites d'égout et sels de voirie, respectivement) fusionnent efficacement pour créer une source distribuée. Les sources ponctuelles ont tendance à causer une grave dégradation de la qualité de l'eau souterraine près du point de rejet et peuvent endommager sérieusement les cours d'eau récepteurs. Toutefois, l'incidence sur les eaux

souterraines se limite à l'étendue du panache de contamination qui se développe. Les sources distribuées représentent souvent un problème plus grave étant donné qu'elles peuvent rendre la totalité des ressources en eau souterraine impropres à la consommation en augmentant les concentrations de contaminants à des niveaux légèrement supérieurs aux normes de qualité de l'eau potable.

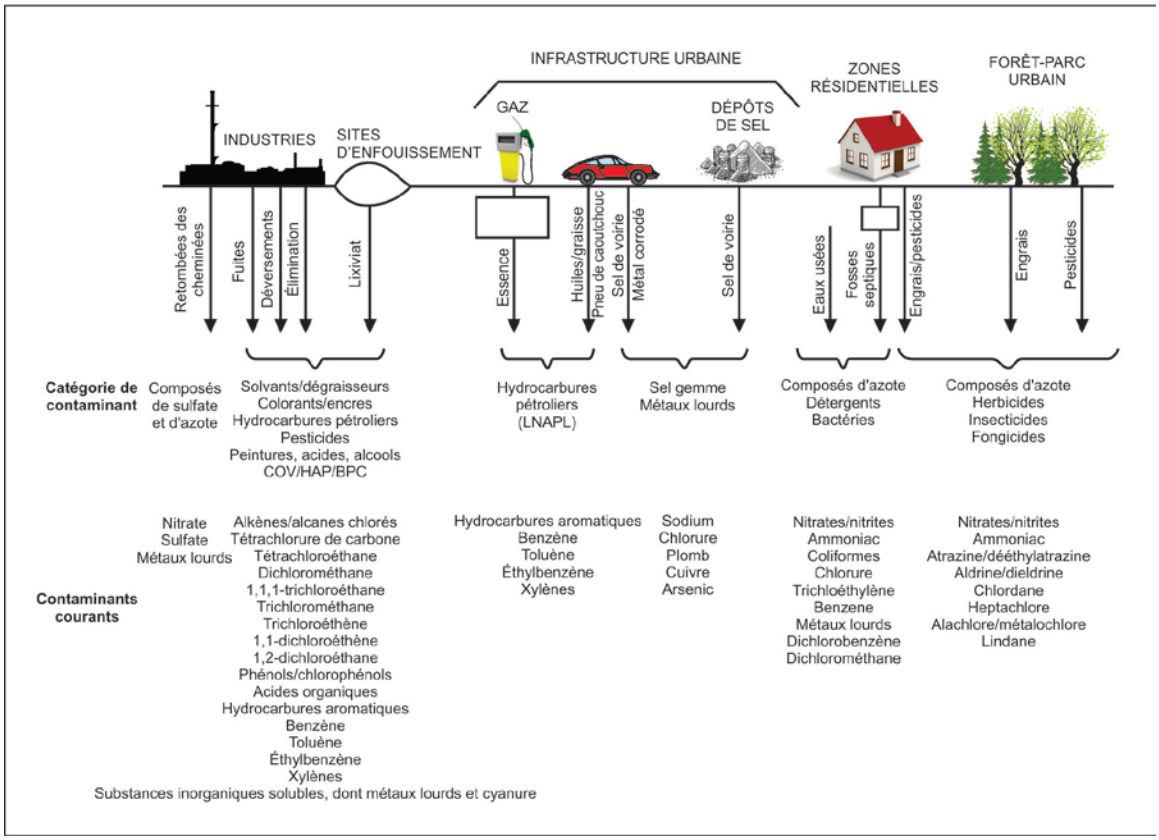


Figure 6.2 Contaminants courants des eaux souterraines urbaines (modifié d'après Howard, 1997).

Tableau 6.2. Sources de contamination ponctuelles, linéaires et distribuées dans les zones urbaines (tiré de Howard, 2002).

Sources ponctuelles	Sources linéaires et distribuées
Sites de déchets industriels et municipaux (site d'enfouissement)	Effluents des latrines et des puisards
Rejets, fuites et déversements industriels	Fuites des égouts et des fosses septiques
Fuites provenant des réservoirs souterrains contenant des solvants, des saumures, de l'essence et du mazout de chauffage	Oléoducs et pipelines de produits chimiques
Dépôts à neige	Engrais et pesticides pour les pelouses, les jardins et les forêts-parcs
Déversements au cours du transport routier et ferroviaire de produits chimiques	Produits chimiques de déglaçage pour les routes
Piles de matières premières et de déchets industriels	Huile et graisse provenant des véhicules motorisés
	Dépôts secs et humides provenant des cheminées
	Matériau de remblayage contenant des déchets de construction

Dans les villes du bassin des Grands Lacs, l'eau souterraine urbaine est contaminée par toute la gamme des polluants provenant de sources urbaines. La plus grande partie de cette eau finira par pénétrer les Grands Lacs, en général directement en tant qu'écoulement provenant des rivages lacustres, ou indirectement par les drains, les cours d'eau et les tunnels. Plusieurs des contaminants sont un héritage de pratiques antérieures; par exemple, des dizaines de milliers de terrains abandonnés au sein des villes portuaires industrialisées des Grands Lacs (Kaufman *et al.*, 2009) représentent une charge polluante importante pour l'eau. De plus, la plus grande partie des sites d'enfouissement fermés sont situés dans d'anciennes carrières et sont dépourvus d'une membrane d'étanchéité moderne et de systèmes de collecte du lixiviat. Ceci étant dit, plusieurs « pratiques exemplaires de gestion » (EPG) actuelles présentent des avantages très incertains en ce qui concerne la qualité de l'eau souterraine urbaine. Les « infrastructures vertes » utilisent des revêtements perméables, des rigoles de drainage biologiques et des jardins pluviaux pour gérer les eaux de pluie et aider à gérer les eaux de ruissellement, mais fournissent souvent des voies d'entrées pratiques permettant aux polluants urbains, y compris les sels de voirie, les métaux, les huiles et les graisses, d'être rapidement transportés vers les eaux souterraines peu profondes (Selbig *et al.*, 2010; Chahar *et al.*, 2012).

Une vérification des produits chimiques réalisée pour une zone représentative de Toronto par Howard et Livingstone (1997) a révélé que les produits chimiques associés au déglaçage des routes, principalement le chlorure de sodium (NaCl), les fuites des réservoirs souterrains (benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes [BTEX]) et les sites d'enfouissement de déchets domestiques (un large éventail de produits chimiques organiques et inorganiques) représentent les menaces les plus sérieuses pour les eaux souterraines urbaines. Les préoccupations relatives au NaCl sont accrues en raison de sa grande mobilité dans l'eau et de ses effets écologiques possibles sur les écosystèmes tributaires des eaux souterraines. Les sels dissous peuvent également mobiliser des oligo-éléments, tels que le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc, grâce à l'échange d'ions, à une baisse du pH, à la formation d'un complexe chloruré et à la possible dispersion colloïdale (Bäckström *et al.*, 2004). Contrairement à la croyance populaire selon laquelle la plupart des sels appliqués sur les routes et les autoroutes dans les zones urbaines sont lessivés de la zone de captage chaque année par le ruissellement, environ 50 % des sels pénètrent la subsurface (Howard et Haynes, 1993; Perera *et al.*, 2013) et entraîneront une augmentation graduelle à long terme de la salinité des eaux souterraines et des cours d'eau récepteurs. Actuellement, plusieurs rivières de Toronto présentent déjà des concentrations de chlorure dans le débit de base supérieures au niveau de 250 mg/L, lequel est considéré comme étant chroniquement toxique pour de nombreuses espèces d'eau douce (Jackson et Jobbágy, 2005). Environnement Canada et Santé Canada (2001) laissent entendre que 5 % des espèces aquatiques sont gravement touchées à des concentrations de chlorure légèrement supérieures à

200 mg/L (la concentration létale médiane) et que des changements importants dans la structure de certaines communautés aquatiques peuvent se produire à des concentrations aussi faibles que 12 mg/L.

Bien que les sels de voirie soient aussi considérés comme un problème grave dans la plupart des zones urbaines du bassin des Grands Lacs, les fosses septiques constituent également une source de préoccupation, particulièrement aux États-Unis. Les fosses septiques sont une source importante de nitrate, de bactéries et de virus, mais peuvent aussi entraîner des taux élevés de potassium, de bore, de chlorure, de carbone organique dissous et de sulfate (Katz *et al.*, 2011). Une étude sur les eaux souterraines peu profondes près de Détroit (Thomas, 2000a) a révélé que les répercussions sur la qualité de l'eau souterraine étaient surtout associées aux effluents des fosses septiques (eaux usées domestiques, solvants ménagers, eaux de lavage à contre-courant des adoucisseurs d'eau) et à l'infiltration des eaux de ruissellement provenant des surfaces revêtues en dur (sels de voirie, résidus de carburant). On croit que l'eau souterraine contaminée constitue une source principale de taux élevés de coliformes fécaux dans les cours d'eau urbains, y compris dans la rivière Rouge au Michigan (Murray *et al.*, 2001).

En ce qui concerne le bassin des Grands Lacs, le principal défi consiste à effectuer des prévisions fiables sur la manière dont les contaminants qui se sont accumulés sous les zones urbaines seront rejetés dans les Grands Lacs et dans quels délais. Bien qu'on en ait appris beaucoup d'un point de vue scientifique sur l'hydrologie urbaine ainsi que sur la nature et le comportement des contaminants des eaux souterraines urbaines, plusieurs facteurs de complication devront être abordés. Le premier concerne le fait que le « karst urbain » (c'est-à-dire les fissures dans le revêtement imperméable, ainsi que les zones perméables associées au matériau de remblayage et la présence de réseaux souterrains de canalisations, comme les tuyaux de drainage, les canalisations des services publics et tunnels pour les eaux de ruissellement), jumelé à l'infrastructure verte, influe fortement sur la recharge de la nappe urbaine et constitue un facteur dominant concernant l'écoulement des eaux souterraines peu profondes et le transport des contaminants. La caractérisation du « karst urbain » et la compréhension de sa relation avec l'hydrogéologie naturelle représentent un défi de taille.

Le deuxième facteur de complication concerne le régime de pompage et les faits suivants :

- un pompage de grand volume (pour l'approvisionnement en eau ou l'assèchement) peut abaisser les niveaux d'eau, provoquer le déplacement des contaminants stockés et entraîner le mélange des eaux souterraines provenant de différentes parties des aquifères urbains (Eberts *et al.*, 2005; Eberts *et al.*, 2013; Warner et Ayotte, 2014). Le mélange des eaux souterraines peut avoir pour conséquence involontaire de modifier les conditions redox et de mobiliser les contaminants déjà précipités ou adsorbés;
- le pompage peut également changer radicalement la direction de l'écoulement des eaux souterraines et, dans certains cas, entraîner la pénétration des eaux souterraines contaminées (p. ex. les eaux usées provenant des fuites des canalisations d'égouts) dans la source d'approvisionnement (voir Hunt *et al.*, 2010).

Des prévisions fiables concernant les effets sur les Grands Lacs peuvent être effectuées seulement si les systèmes d'écoulement souterrains sous-jacents aux zones urbaines sont correctement évalués, si les sources de contaminants sont entièrement évaluées et quantifiées et si une surveillance appropriée est effectuée. Dans l'intérêt de la protection des Grands Lacs, il est essentiel que les eaux souterraines urbaines du bassin des Grands Lacs soient surveillées et gérées, peu importe qu'elles soient utilisées ou non aux fins d'approvisionnement.

6.2 Les eaux souterraines urbaines et le bassin des Grands Lacs

6.2.1 Le bassin des Grands Lacs aux États-Unis

La plus grande partie des grands centres de population du bassin des Grands Lacs se situent aux États-Unis (tableau 6.3) et environ 70 % de la population américaine du bassin vit dans des villes**.** Ces villes comprennent deux des dix villes les plus peuplées de tout le pays (Chicago et Détroit). Bien qu'une partie de Chicago se situe à l'extérieur du bassin du point de vue des eaux de surface, les zones de captage des eaux souterraines et de surface ne coïncident pas, ce qui signifie que les eaux souterraines qui prennent

naissance au-delà de la ligne de partage des eaux de surface peuvent quand même avoir une incidence sur le lac Michigan. La situation est rendue encore plus complexe par plusieurs détournements du drainage remontant à 1848 qui ont converti 673 milles carrés du bassin versant initial du lac Michigan en une partie du bassin versant de la rivière Illinois et du fleuve Mississippi (Illinois Department of Natural Resources, 2015). En utilisant la limite initiale du bassin du lac Michigan plutôt que la limite actuelle « artificielle » qui délimite une zone de drainage représentant seulement 11 % de son ancienne superficie, la population du bassin du lac Michigan est augmentée de près de 3 millions de personnes.

Tableau 6.3. Données sur la population pour les dix régions métropolitaines les plus importantes de la partie américaine du bassin des Grands Lacs qui montrent une croissance de 1990 à 2000, mais une stabilité relative depuis 2000 (recensement des États-Unis de 2003; 2013). Région statistique consolidée métropolitaine (RSCM); Région statistique métropolitaine (RSM).

Région métropolitaine statistique (RMS)	Population en 2010	Variation en pourcentage de la population de 1990 à 2000	Variation en pourcentage de la population de 2000 à 2010
RMS combinée (RMSC) de Chicago – Gary – Kenosha, IL – IN – WI	9 461 105	11,1 %	3,3 %
RMSC de Détroit – Ann Arbor – Flint, MI	5 066 831	5,2 %	-7,1 %
RMSC de Cleveland – Akron, OH	2 780 440	3,0 %	-5,6 %
RMSC de Milwaukee – Racine, WI	1 751 316	5,1 %	3,7 %
RMS de Buffalo – Niagara Falls, NY	1 135 509	-1,6 %	-3,0
RMS de Rochester, NY	1 079 671	3,4 %	-1,7 %
RMS de Grand Rapids – Muskegon – Holland, MI	1 161 126	16,1 %	6,7 %
RMS de Syracuse, NY	662 577	-1,4 %	-9,5 %
RMS de Toledo, OH	610 001	0,7 %	-1,3 %
RMS de Kalamazoo – Battle Creek, MI	462 735	5,4 %	2,2 %
Variation de la population dans les 10 plus grandes villes américaines du bassin des Grands Lacs	**24 171 311**	**6,7 %**	**-1,0 %**

Selon Theobald (2005), le paysage urbanisé aux États-Unis est passé de moins de 9 000 milles carrés en 1940 à près de 40 000 milles carrés en 2010. Cette croissance a eu pour effet d'augmenter la demande en eau potable tout en introduisant des sources de contaminants qui constituent une menace importante pour la qualité de l'eau potable. Tous les États bordant les Grands Lacs possèdent des aquifères produisant une réserve d'eau adéquate et plusieurs villes rurales comptent uniquement sur les eaux souterraines pour s'approvisionner en eau potable. Toutefois, la plupart des grandes villes du bassin des Grands Lacs sont situées sur les rives des Grands Lacs et dépendent principalement de l'eau de surface. Détroit, par exemple, puise pratiquement toute son eau dans la rivière Détroit, la rivière Sainte-Claire, le lac Sainte-Claire et le lac Huron, et le devenir des eaux souterraines dans les sédiments sous-jacents est essentiellement inconnu.

Chicago dépend aussi beaucoup de l'eau provenant des Grands Lacs (lac Michigan). Du milieu à la fin des années 1900, l'expansion vers l'ouest des banlieues de Chicago a fait augmenter la demande en eau souterraine, ce qui a entraîné une baisse des niveaux d'eau régionaux dans l'aquifère dolomitique peu profond (du Silurien à l'Ordovicien supérieur) et les aquifères cambriens-ordoviciens (Voelker, 1986). Dans l'Illinois, l'utilisation des eaux souterraines est très peu réglementée et la qualité de l'eau constitue la principale contrainte quant à la quantité d'eau que les villes pompent. Le forage de puits plus profonds soulève l'inquiétude que les eaux salines profondes et le radium soient entraînés dans les aquifères peu profonds par des puits mal construits, lesquels présentent déjà des signes de dégradation par les polluants urbains. Par conséquent, les communautés suburbaines se sont tournées de plus en plus vers le lac Michigan comme autre source d'approvisionnement. Il s'agit d'une situation difficile étant donné que les demandes de permis pour puiser l'eau du lac Michigan font l'objet d'une grande résistance de la part

des organismes de réglementation qui soutiennent que les ressources provenant du lac sont entièrement utilisées et que l'eau disponible doit être gérée de manière plus efficace.

Le fait que la croissance urbaine et le développement industriel dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs se soient produits près des lacs et des cours d'eau, faisant en sorte que le temps de séjour des eaux souterraines polluées tend à être court (souvent moins d'un an), constitue un problème majeur (Pijanowski *et al.*, 2007). Par conséquent, les processus d'atténuation des produits chimiques et biologiques ont peu de chances d'améliorer la qualité de l'eau souterraine avant qu'elle atteigne les rivières et les lacs. Cette situation menace considérablement les frayères et les écosystèmes sensibles semblables tributaires des eaux souterraines. L'une des espèces en voie de disparition est la cordulie de Hine (*Somatochlora hineana*), que l'on trouve au Wisconsin, dans l'Illinois et au Michigan, et qui vit dans les marais calcaires alimentés par des sources et les cariçaies recouvrant le substratum dolomitique (U.S. Fish and Wildlife Service, 2006). La plus grande menace pour la cordulie de Hine est le développement urbain et industriel qui dégrade la qualité de l'eau souterraine pénétrant son habitat ou qui détruit entièrement son habitat (U.S. Fish and Wildlife Service, 2006).

L'assèchement de l'aquifère aux fins de construction représente un problème complexe qui a tendance à être propre aux zones urbaines. Dans de nombreux cas, les répercussions s'étendent aux plans d'eau de surface adjacents comme les rivières et les lacs. Haack *et al.* (2005) ont étudié deux sites du bassin versant du lac Érié et ont découvert que des changements majeurs dans la dynamique de l'écoulement des eaux souterraines entraînent des effets importants sur la température, la limpidité, les éléments nutritifs et la chimie des ions des eaux littorales et, par conséquent, sur la qualité de l'habitat des poissons et des invertébrés. À l'un des sites, on a observé que l'assèchement d'une carrière inversait l'écoulement naturel vers le lac Érié (Reeves *et al.*, 2004). Les prélèvements littoraux d'eau souterraine peuvent également avoir une incidence sur la mesure dans laquelle l'eau souterraine se mélange à l'eau de surface, influençant ainsi les propriétés chimiques de l'eau ambiante et perturbant les communautés aquatiques. Une étude sur les insectes aquatiques réalisée par Diggins et Snyder (2003) a démontré qu'une inversion de l'écoulement causée par le pompage de l'aquifère entraînait une diminution de la population d'insectes. Mills *et al.* (1994) ont découvert que les sites littoraux perturbés par l'inversion de l'écoulement des eaux souterraines peuvent également être plus vulnérables que les sites non perturbés à la colonisation par des espèces envahissantes comme la moule zébrée.

Le Service géologique des États-Unis (USGS) échantillonne des puits dans le bassin des Grands Lacs depuis les années 1900. Au cours des 20 dernières années (1994 à 2014), des analyses provenant de 1 426 puits dans ce bassin ont été incluses dans le National Water Information System de l'USGS (http://waterdata.usgs.gov/nwis/qw), et la plus grande partie des puits échantillonnés représentent les aquifères peu profonds dans les dépôts glaciaires, collectivement appelés le système aquifère glaciaire. Actuellement, environ 73 % des puits d'approvisionnement en eau souterraine du bassin se situent dans le système aquifère glaciaire. Cette conclusion est importante étant donné qu'elle laisse supposer que la majeure partie des eaux souterraines du bassin devraient suivre des voies d'écoulement peu profondes et relativement courtes qui sont typiques du système aquifère glaciaire (Granneman *et al.*, 2000).

Au cours d'une étude sur la qualité de l'eau du système aquifère glaciaire aux États-Unis, les contaminants provenant des activités humaines étaient trois fois moins susceptibles d'être présents à des concentrations préoccupantes pour la santé humaine que les contaminants provenant de sources géologiques naturelles; toutefois, les contaminants provenant des activités humaines sont plus courants dans les zones urbaines et existent souvent à des concentrations locales aiguës (Warner et Ayotte, 2014). On a constaté que le nitrate, le chlorure, les pesticides et les composés organiques volatils (COV) constituaient la principale source de préoccupation dans les zones urbaines comme l'indiquent les études suivantes.

- Au cours d'une étude sur le nitrate dans le bassin ouest du lac Érié, Thomas (2000b) a découvert que 37 % des échantillons des puits de surveillance comportaient des concentrations de nitrate révélatrices des répercussions humaines, comme les engrais, le fumier ou les fosses septiques, et que 57 % des échantillons contenaient un pesticide ou une concentration élevée de nitrate. Parmi les échantillons des puits de surveillance, 83 % présentaient des indications isotopiques démontrant que les puits avaient été rechargés en eau depuis 1953, ce qui indique que l'eau souterraine est hydrauliquement bien reliée à la surface du sol. On a estimé que les fractures ou

les cordons de sable et de gravier dans le till sus-jacent étaient les voies probables. Dans certaines zones, les parties plus profondes du système d'écoulement des eaux souterraines se sont également révélées être hydrauliquement reliées à la surface émergée.

- Dans le système aquifère glaciaire, environ 7 % des puits des zones urbaines avaient des concentrations de chlorure qui dépassaient la concentration maximale secondaire de contaminants de 250 mg/L de l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement (USEPA, 2014) et le critère de vie aquatique chronique de 230 mg/L (USEPA, 2015), particulièrement durant les périodes sèches lorsque les eaux souterraines contribuent le plus à l'écoulement fluvial (Warner et Ayotte, 2014). Les concentrations élevées de chlorure dans les eaux souterraines urbaines sont couramment associées à la combinaison des produits déglaçants de voirie, des sels, des adoucisseurs d'eau, des eaux usées, des déchets d'origine animale et des engrais de chlorure de potassium (Mullaney *et al*., 2009). Les ratios chlorure/bromure (Cl/Br) peuvent être utilisés pour isoler la ressource (Davis *et al*., 1998; Thomas, 2000a; Jagucki et Darner, 2001; Panno *et al*., 2006) dont les échantillons présentent des ratios Cl/Br supérieurs à 1 000, et les concentrations de chlorure supérieures à 100 mg/L reflètent probablement le chlorure de sodium utilisé pour le déglaçage ou l'adoucissement de l'eau dans les eaux souterraines urbaines.
- Des pesticides ont été largement détectés dans les aquifères peu profonds, mais les concentrations étaient faibles (< 0,2 µg/L) (Warner et Ayotte, 2014). On a détecté des pesticides en dessous de tous les contextes d'utilisation des terres et dans les puits d'approvisionnement domestique et public. De manière significative, les puits d'approvisionnement public près des cours d'eau présentaient une plus grande probabilité de contamination par des pesticides, ce qui indique que ces puits peuvent capter les pesticides par induction de l'eau des rivières. Les six pesticides les plus courants dans le système aquifère glaciaire étaient la dééthylatrazine (DEA), l'atrazine, le métolachlore, la simazine, le prométon et le bentazone. Le prométon était le plus souvent détecté dans les zones urbaines.
- Des COV ont été détectés dans plus de 20 % des échantillons de puits du système aquifère glaciaire, mais les concentrations étaient inférieures aux concentrations préoccupantes pour la santé humaine (Warner et Ayotte, 2014). Le plus grand nombre de détections et les concentrations les plus élevées se situaient dans les eaux souterraines peu profondes sous-jacentes aux zones urbaines et dans les échantillons d'eau souterraine provenant des puits d'approvisionnement public. Les COV les plus couramment détectés étaient le chloroforme, le toluène, le disulfure de carbone, le tétrachloroéthène, le 1,1,1-trichloroéthane et l'éther tert-butylique méthylique (ETBM).

La vaste majorité des eaux souterraines contaminées sous-jacentes aux zones les plus densément urbanisées du bassin des Grands Lacs qui sont destinées à atteindre les Grands Lacs constituent un problème démesuré. On en sait très peu sur le moment de ce déversement, sur la manière dont l'atténuation des contaminants dans la subsurface influera sur ce déversement, ainsi que sur les charges de produits chimiques qui en découleront. Les municipalités sont certainement conscientes que les eaux souterraines contaminées représentent une menace pour l'environnement, comme en témoigne une ordonnance concernant l'eau souterraine adoptée par le conseil municipal de Chicago, en 1997, qui interdit l'installation de nouveaux puits d'approvisionnement en eau potable afin de limiter la probabilité que des personnes soient exposées à des contaminants potentiels en ingérant de l'eau souterraine (Ville de Chicago, 1997). Malheureusement, cette mesure de sécurité aborde seulement l'une des nombreuses voies d'exposition potentielles et n'aide pas à préserver la santé du lac Michigan, qui est la principale source d'eau pour la majeure partie de ses habitants.

6.2.2 Le bassin des Grands Lacs au Canada

Du côté canadien de la frontière, le bassin des Grands Lacs se limite à la province de l'Ontario. Dans le nord de l'Ontario (autour du lac Supérieur, du lac Huron et de la baie Georgienne), les socles rocheux précambriens du Bouclier canadien sont recouverts localement par des dépôts glaciaires non consolidés (p. ex. des moraines, des eskers, des matériaux fluvioglaciaires) d'épaisseur variable (Commission

géologique de l'Ontario, 2003). Les grands centres urbains de ce contexte s'approvisionnent généralement en eau à partir des sources d'eau de surface tandis que les petites communautés et les résidences privées dépendent des puits individuels. La productivité des puits dans les roches précambriennes est contrôlée en grande partie par la fracturation sous pression et les discontinuités structurales associées à la formation de failles (Rivera, 2014). Dans le sud de l'Ontario (immédiatement au nord du lac Érié, du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent), l'un des deux environnements hydrogéologiques a tendance à dominer. Dans l'ouest, au-dessus de l'escarpement du Niagara, et dans l'est, le long du fleuve Saint-Laurent, une épaisse séquence paléozoïque soutient les aquifères carbonatés capables de fournir de grandes quantités d'eau généralement de bonne qualité. Dans le centre-sud de l'Ontario, à proximité de la région du Grand Toronto (RGT), et à divers endroits au-dessus de l'escarpement du Niagara (y compris la région de Kitchener-Waterloo), des dépôts glaciaires du Quaternaire forment des systèmes aquifères complexes qui fournissent localement une excellente production d'eau de grande qualité. Habituellement, ces sédiments comprennent des séquences (tills stratifiés, dépôts glaciolacustres et fluvioglaciaires) qui, dans certaines zones, dépassent 250 m d'épaisseur.

Les tendances démographiques pour l'Ontario sont présentées à la figure 6.3 et dans le tableau 6.4. Comme le montre la figure 6.3, pratiquement toute la croissance démographique en Ontario depuis les années 1850 a eu lieu dans les zones urbaines, et la RGT fortement urbanisée dans le sud de l'Ontario accueille maintenant près de 50 % de la population de la province (tableau 6.4). La RGT devrait croître de manière constante au cours des prochaines années tandis que les autres villes de l'Ontario devraient demeurer stables ou même afficher une diminution de la population, p. ex. Windsor, Thunder Bay (Statistique Canada, 2011).

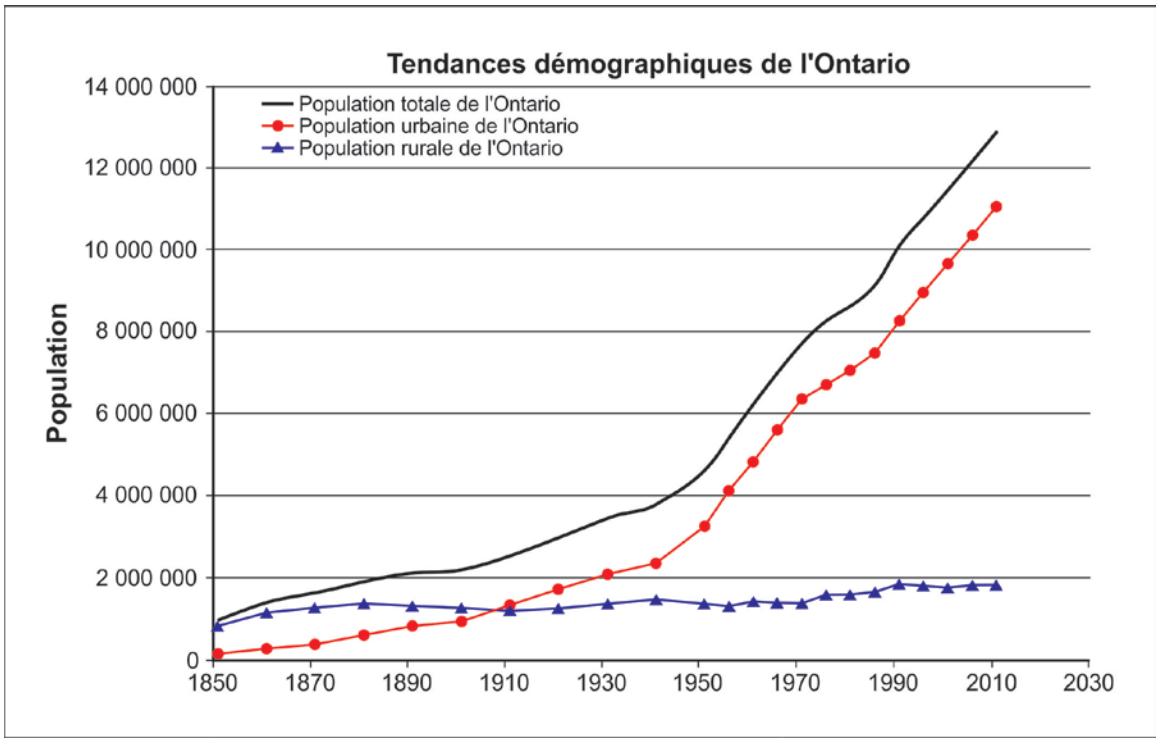


Figure 6.3. Tendances démographiques pour l'Ontario, Canada (données fournies par Statistique Canada, 2011).

Tableau 6.4. Population antérieure, actuelle et prévue en Ontario selon les régions (tableau du ministère des Finances de l'Ontario, 2013).

Part de la population en Ontario (%)	1986	1996	2011	2016	2026	2036
Région du Grand Toronto	41.4	43.0	47.3	48.3	50.0	51.5
Centre	21.8	22.2	21.6	21.5	21.1	20.9
Est	14.0	13.8	13.0	12.9	12.9	12.7
Sud-ouest	14.1	13.4	12.0	11.6	10.9	10.2
Nord-est	6.2	5.4	4.2	4.0	3.6	3.2
Nord-ouest	2.6	2.3	1.8	1.7	1.6	1.4

On s'attend à ce que les problèmes majeurs liés à la qualité de l'eau souterraine s'intensifient au fur et à mesure que la RGT croît et que l'étalement urbain se poursuit, étant donné les quantités croissantes de polluants provenant de sources urbaines qui continuent à contaminer les aquifères peu profonds du Quaternaire. La ville de Toronto n'a jamais été un grand utilisateur de l'eau souterraine, préférant plutôt compter sur le lac Ontario adjacent comme source fiable et économique d'approvisionnement en eau potable. Ce n'est que dans les années 1980, lorsque les eaux souterraines gravement contaminées ont commencé à se manifester sous la forme de sources urbaines polluées (Eyles et Howard, 1988), que la sensibilisation au problème s'est développée. Selon la modélisation numérique et l'analyse du temps de parcours, Howard et Livingstone (2000) ont constaté que la plus grande partie des contaminants les plus mobiles actuellement sous-jacents à la ville de Toronto se retrouveront dans le lac Ontario par les principales voies d'écoulement « intergranulaires » au cours d'une période de 100 ans. Toutefois, des études récentes dans les banlieues de l'est de Toronto réalisées par Perera *et al.* (2013) laissent entendre que localement, le temps de parcours des eaux souterraines peut être réduit considérablement par la présence du « karst urbain ». Les contaminants qui sont chimiquement retardés ou qui se déplacent par des voies d'écoulement plus profondes peuvent ne pas réapparaître pendant plus de 500 ans. On peut s'attendre à ce que la majeure partie des eaux contaminées pénètrent le lac Ontario par les rivières et les cours d'eau urbains étant donné qu'il a été largement constaté que l'émergence directe des eaux souterraines dans les Grands Lacs est relativement faible (Grannemann et Weaver, 1998; Grannemann *et al.*, 2000; Gerber et Howard, 2002; Haefeli, 1972; Holtschlag et Nicholas, 1998; Neff *et al.*, 2005).

Bon nombre des problèmes rencontrés par la RGT sont symptomatiques d'une sous-évaluation de longue date des eaux souterraines (Galloway et Pentland, 2005) et de leur rôle clé dans le cycle hydrologique. En Ontario, cette mentalité a rapidement changé après le mois de mai 2000 lorsque sept habitants de Walkerton, une petite ville au nord-ouest de la RGT, sont morts après avoir bu de l'eau potable contaminée par des bactéries. La commission d'enquête qui en a découlé, présidée par le juge Denis O'Connor, a suscité une sensibilisation considérable quant à l'importance des eaux souterraines et a émis des recommandations fondamentales sur les mesures urgentes nécessaires pour préserver les approvisionnements en eau potable de la province (O'Connor, 2002). Les efforts de protection des sources d'eau qui ont été déployés depuis la commission d'enquête sont axés sur la cartographie hydrogéologique, la surveillance et l'analyse des risques potentiels associés aux diverses sources de contaminants. Ce travail est géré à l'échelle locale au sein d'une région de protection des sources d'eau, mais relève de la surveillance et du financement de la province. Le niveau et la qualité des eaux souterraines ambiantes sont actuellement surveillés dans 474 puits du Réseau provincial de contrôle des eaux souterraines, qui a été créé immédiatement après les événements de Walkerton (http://www.ontario.ca/fr/donnees/reseau-provincial-de-controle-des-eaux-souterraines). La priorité actuelle du programme de protection des sources d'eau est la protection des grands puits d'approvisionnement. À l'heure actuelle, le programme ne vise pas les eaux souterraines qui sont destinées à pénétrer dans les Grands Lacs, que ce soit par émergence directe ou par émergence dans les cours d'eau.

La valeur et l'importance de données de surveillance de bonne qualité ne peuvent être surestimées. De nombreuses grandes communautés urbaines de l'arrière-pays sont toujours dépendantes

des eaux souterraines (p. ex. Kitchener, Guelph, Aurora, Newmarket) en raison de la présence locale d'aquifères productifs, du coût prohibitif des canalisations pour un approvisionnement provenant des lacs et de la législation provinciale qui limite les transferts d'eau entre les bassins (Holysh et Gerber, 2014). Ces communautés rencontrent fréquemment des problèmes liés à la qualité de l'eau (p. ex. Reichert, 1986; Sanderson et al. 1995) et certaines sont en mesure de répondre aux problèmes en suspens en raison de la disponibilité de données de surveillance de bonne qualité et de modèles numériques d'écoulement des eaux souterraines correctement calibrés (p. ex. EarthFC Incorporated, 2014). Ces types de modèles pourraient être utilisés plus largement dans le bassin des Grands Lacs afin de préciser les estimations de l'émergence des eaux souterraines et des charges de contaminants dans les Grands Lacs.

6.3 Perspectives d'avenir

Dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, l'eau souterraine est une importante source d'approvisionnement pour les banlieues en pleine expansion et les villes rurales plus petites. Toutefois, la plupart des grandes villes du bassin ne comptent pas sur les aquifères comme source principale d'approvisionnement en eau potable et peu d'attention est accordée aux eaux souterraines jusqu'à ce qu'un problème survienne. Les problèmes les plus graves concernent la qualité de l'eau souterraine et suscitent l'inquiétude que les eaux souterraines peu profondes, dégradées par un large éventail de sources de polluants urbains, deviennent une menace accrue pour les écosystèmes aquatiques sensibles et détériorent lentement les sources existantes d'eau douce, y compris les Grands Lacs. Cette préoccupation est amplifiée par la complexité des problèmes liés aux eaux souterraines urbaines et par les renseignements limités disponibles, laquelle peut rendre les prévisions non fiables.

Sur une note positive, nous en avons appris beaucoup en ce qui concerne les répercussions du développement urbain sur les eaux souterraines au cours des 40 dernières années et, dans plusieurs régions du monde, cette connaissance commence tranquillement à être intégrée à la planification urbaine et au processus de gestion des eaux souterraines. Plus particulièrement, d'excellents progrès ont été réalisés concernant les points suivants :

- la compréhension des sources d'alimentation urbaine et la quantification des composantes du bilan hydrologique urbain;
- l'élaboration de nouvelles techniques pour augmenter la recharge de l'aquifère;
- la caractérisation des sources de polluants, les mécanismes de rejet des contaminants et le comportement des panaches de contamination;
- les méthodes d'élimination pour tous les types de déchets domestiques et industriels;
- les approches de surveillance;
- la cartographie de la vulnérabilité de l'aquifère et les méthodes de protection des eaux souterraines;
- la détermination des possibilités d'utilisation intégrée ou combinée des sources d'eau souterraine et de surface.

De plus, des avancées majeures ont été réalisées quant à l'élaboration de codes pour les modèles informatiques, dont plusieurs peuvent facilement s'employer avec les systèmes de base de données urbaines aux fins suivantes :

- effectuer des évaluations du bilan hydrologique urbain;
- fournir des simulations transitoires tridimensionnelles des systèmes aquifères;
- définir des zones de protection des têtes de puits (sources d'eau);
- réaliser des évaluations de la vulnérabilité et de la sensibilité des aquifères;
- prévoir le temps de parcours des eaux souterraines et le devenir éventuel des contaminants dans le système;
- déterminer le taux « optimal » de pompage et d'extraction de l'eau;
- tester et évaluer d'autres scénarios de gestion de l'eau et ainsi soutenir une prise de décision proactive.

Certains de ces modèles pour les eaux souterraines urbaines (p. ex. Wolf *et al.*, 2006; Pokrajac et Howard, 2011) reconnaissent l'importance de l'ensemble du cycle hydrologique urbain et peuvent simuler les

interactions qui ont lieu entre l'eau souterraine, l'eau de surface et le réseau complexe des services d'approvisionnement en eau, y compris les égouts et les systèmes d'approvisionnement en eau sous-pression. À ce jour, ces outils de gestion sont rarement mis en œuvre, sauf si l'eau souterraine est utilisée comme ressource et que, par conséquent, on juge qu'elle doit être protégée. Dans plusieurs grandes villes qui dépendent des lacs pour s'approvisionner en eau (p. ex. Toronto), on porte peu d'attention à l'eau souterraine et le devenir des contaminants qui pénètrent la subsurface urbaine est inconnu.

Aux fins de gestion proactive, les eaux souterraines urbaines polluées doivent être reconnues comme étant une menace crédible pour la santé à long terme du bassin des Grands Lacs. Cette gestion nécessitera une base de connaissances solide, y compris des vérifications détaillées de tous les produits chimiques stockés ou rejetés dans la subsurface et des données fiables concernant la qualité et le niveau des eaux souterraines. De telles données sont souvent déficientes dans les zones urbaines de l'ensemble du bassin. Les besoins scientifiques prioritaires sont abordés ci-dessous et résumés dans le tableau 6.5. Des données fiables et des modèles d'écoulement des eaux souterraines bien calibrés sont essentiels pour la prévision fiable de l'écoulement des eaux souterraines, des flux de contaminants, du temps de transport des contaminants et de la séquence temporelle des charges de polluants dans les plans d'eau de surface récepteurs.

6.4 Besoins scientifiques prioritaires pour une compréhension améliorée des effets de l'expansion urbaine sur les eaux souterraines

i) Une collecte et une analyse des données sont requises aux fins de gestion des ressources en eau souterraine urbaine

Le fait de croire, à tort, parce que l'eau souterraine urbaine est rarement utilisée pour l'approvisionnement domestique, qu'elle n'a pas besoin d'être gérée ou protégée a des conséquences très importantes pour les plans d'eau récepteurs, comme les rivières et les lacs, ainsi que pour les écosystèmes tributaires des eaux souterraines. Fait étonnant, très peu de données sont disponibles concernant la mesure dans laquelle l'eau souterraine est utilisée dans les zones urbaines de l'ensemble du bassin des Grands Lacs. De telles données sont essentielles étant donné que, même si l'eau souterraine et l'eau de surface sont inextricablement liées, les deux réservoirs se comportent de manière très différente et exigent des approches de gestion différentes, mais complémentaires.

Il est urgent de mieux utiliser les outils de modélisation des eaux souterraines urbaines afin de fournir des directives sur la gestion des eaux souterraines urbaines.Ces outils se révèlent d'une très grande valeur pour comprendre les changements liés à la quantité d'eau et à la qualité de l'eau au fil du temps ainsi que les effets potentiels des changements climatiques et de l'utilisation des terres.

ii) Des renseignements quantitatifs sur les sources de contaminants sont nécessaires

Les sources potentielles de contamination des eaux souterraines dans les zones urbaines sont bien établies, mais mal quantifiées.Des vérifications sur les produits chimiques documentant la masse des contaminants rejetés dans la subsurface des zones urbaines sont nécessaires pour toutes les zones urbaines. La majeure partie de ces contaminants finissent par pénétrer les Grands Lacs. En l'absence de données de surveillance sur la qualité de l'eau, ces données permettraient d'évaluer la dégradation potentielle de la qualité de l'eau souterraine et d'estimer les charges massiques des contaminants dans les Grands Lacs à long terme.Des renseignements quantitatifs fiables sur les rejets des fosses septiques et les fuites des conduites d'égout font particulièrement défaut.Toutefois, il est nécessaire d'obtenir de bien meilleures estimations des rejets de contaminants pour toutes les sources de contaminants énumérées à la figure 6.2 et pour les autres contaminants, tels que ceux qui sont indiqués au chapitre 3.

iii) Une surveillance de la qualité de l'eau souterraine et une évaluation des risques potentiels pour la santé sont nécessaires

La qualité des eaux souterraines urbaines est rarement surveillée dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.Dans plusieurs cas, des preuves de la dégradation de la qualité de l'eau souterraine sont fournies lorsque les eaux souterraines émergent à la fin de leur voie d'écoulement (en tant que sources de surface et effluents des rivières et des lacs), ce qui est trop proche et trop tard pour appliquer des mesures

d'atténuation avant l'entrée dans les Grands Lacs. Afin de fournir un système d'alerte rapide, les eaux souterraines urbaines nécessitent une surveillance complète.Une surveillance axée sur les eaux souterraines peu profondes et, s'il y a lieu, sur la zone non saturée serait plus bénéfique. Ces données sont essentielles à l'élaboration d'outils efficaces de modélisation des eaux souterraines urbaines (voir ci-dessus).De même, une meilleure compréhension de l'exposition humaine aux eaux souterraines dégradées ainsi qu'aux maladies et aux risques potentiels pour la santé est nécessaire. Les nouveaux contaminants, les menaces de maladies et les voies potentielles des sources au récepteur constituent des préoccupations particulières.

iv) Une acquisition de données de base et une surveillance des bilans hydrologiques urbains sont nécessaires

Les zones urbaines ont radicalement changé le bilan hydrologique et introduit de nouvelles composantes du bilan hydrologique.Ces composantes sont bien comprises, mais ne sont pas bien quantifiées dans plusieurs cas. Les besoins urgents en matière de données sont les suivants :• les taux d'exfiltration et d'infiltration des égouts;

- les taux de fuites des réseaux d'approvisionnement en eau sous pression;
- les estimations de recharge excessive en raison de l'infiltration des eaux de ruissellement; et
- la surveillance du niveau d'eau et de l'écoulement fluvial qui permettrait d'évaluer les inégalités

du bilan hydrologique et de fournir des données essentielles pour les outils de modélisation des eaux souterraines urbaines (voir ci-dessus).

v) Des recherches sur le déplacement des eaux souterraines urbaines et le devenir des contaminants sont nécessaires

L'eau souterraine urbaine est rarement gérée sauf si elle est utilisée aux fins d'approvisionnement domestique. L'accent actuel mis sur la protection des sources d'approvisionnement en eau souterraine uniquement signifie que les processus et les voies d'entrée des eaux souterraines urbaines sont mal connus et que le devenir des contaminants de source urbaine n'est pas bien compris. Étant donné que le « karst urbain » constitue un facteur important qui influe sur l'écoulement des eaux souterraines et sur les contaminants entraînés dans les zones urbaines, des recherches plus importantes sont nécessaires pour comprendre et évaluer quantitativement le rôle du « karst urbain ». Le regroupement de renseignements concernant l'infrastructure de subsurface (p. ex. les canalisations, les tranchées, les métros, etc.) dans un seul système de gestion des données facilement accessible permettrait d'améliorer la gestion des données. Des recherches sont également nécessaires concernant les menaces potentielles de l'eau souterraine urbaine dégradée sur les habitats aquatiques et le temps que cela prendra avant que ces menaces se manifestent.

6.4.6 Une surveillance et des recherches sur la gestion des eaux de ruissellement et l'assèchement sont nécessaires

Dans plusieurs zones urbaines du bassin des Grands Lacs, les eaux de ruissellement sont gérées en rejetant l'eau de surface en excès dans la subsurface peu profonde, souvent avec l'aide d'infrastructures théoriquement « vertes ».Le programme de débranchement des descentes pluviales imposé par la loi à Toronto (Ville de Toronto, 2015) constitue un exemple récent de ce genre d'infrastructure « verte ». Davantage de recherches sont nécessaires pour comprendre les répercussions potentielles du rejet des eaux de ruissellement dans la subsurface. Les répercussions peuvent inclure l'inondation des sous-sols, des tunnels et des services publics d'électricité ainsi que le rejet et le transport accélérés des contaminants. Bien que l'assèchement soit essentiel pour plusieurs projets de construction urbains, il est souvent effectué en tenant peu compte des répercussions sur la fonction et la qualité de l'eau souterraine. Il est primordial que les activités d'assèchement soient soigneusement réglementées et que les répercussions soient bien surveillées et évaluées.

Tableau 6.5 Besoins scientifiques prioritaires liés aux eaux souterraines et à l'expansion urbaine.

Besoins scientifiques prioritaires	**Besoins connexes et lacunes en matière d'information**
6A. Collecte et analyse des données aux fins de gestion des ressources en eau souterraine urbaine	• Comptabilisation de l'utilisation de l'eau. • Meilleure utilisation des outils de modélisation des eaux souterraines urbaines.
6B. Renseignements quantitatifs sur les sources de contaminants	• Vérifications sur les produits chimiques, acquisition de données de base et surveillance. • Renseignements quantitatifs fiables sur les rejets des fosses septiques et les fuites des canalisations d'égout.
6C. Surveillance de la qualité de l'eau souterraine et évaluation des risques potentiels pour la santé	• Meilleure compréhension de l'exposition humaine aux eaux souterraines dégradées ainsi qu'aux maladies et aux risques potentiels pour la santé.
6D. Acquisition de données de base et surveillance des bilans hydrologiques urbains	• Données sur les taux d'exfiltration et d'infiltration des égouts, les taux de fuites des réseaux d'approvisionnement en eau, les estimations de recharge excessive en raison de l'infiltration des eaux de ruissellement.
6E. Recherches sur le déplacement des eaux souterraines urbaines et le devenir des contaminants	• Connaissances liées au « karst urbain ». • Gestion des données (utilisation d'un système d'analyse des renseignements), regroupement de renseignements concernant l'infrastructure de subsurface. • Connaissances – Recherches concernant les menaces potentielles de l'eau souterraine urbaine dégradée sur les habitats aquatiques.
6F. Surveillance et recherches sur la gestion des eaux de ruissellement et l'assèchement	• Connaissances et surveillance liées aux rejets d'eaux de ruissellement, y compris sur l'infrastructure « verte ». • Surveillance et gestion de l'assèchement.

7. Répercussions des changements climatiques sur les eaux souterraines

Jon Sykes[1], David Hyndman[2], Scott MacRitchie[3]

[1] *Université de Waterloo, Waterloo (Ontario), Canada*
[2] *Michigan State University, East Lansing (Michigan), États-Unis*
[3] *Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, Toronto (Ontario), Canada*

7.1 Introduction

Le présent chapitre résume les recherches existantes associées aux répercussions potentielles des changements climatiques sur la qualité et la quantité des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs. Les changements climatiques peuvent modifier les propriétés physiques et chimiques des eaux du bassin des Grands Lacs, ainsi que les fonctions écologiques de ces eaux. Les hausses constatées dans les températures saisonnières et les changements prévus dans la hauteur et la distribution des précipitations pourraient conduire à des changements fondamentaux dans le cycle hydrologique et dans la manière dont l'eau est gérée.

Les changements dans le cycle hydrologique incluront probablement le moment ainsi que le volume d'eau alimentant le système d'eau souterraine. La qualité et la quantité de l'eau souterraine disponible pour l'eau potable et le maintien des écosystèmes précieux, tels que les poissons d'eau froide dans les cours d'eau, seront également touchés. Des événements extrêmes plus fréquents, tels que les inondations et les sécheresses, devraient se produire. L'eau souterraine fournit déjà des sources fiables d'eau potable et d'irrigation, et ce besoin devrait s'accroître en raison de sécheresses extrêmes.

Les répercussions des changements climatiques sur la qualité et la quantité des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs sont mal comprises. Les connaissances scientifiques relativement nouvelles dans ce domaine en sont la cause, ainsi que la nature complexe des relations entre les changements climatiques et les eaux souterraines.

Dans le présent chapitre, nous examinons ce que l'on sait des répercussions des changements climatiques sur les eaux souterraines, des méthodologies permettant d'évaluer les répercussions potentielles et des besoins et des lacunes en matière de connaissances scientifiques.

7.2 Climat et eaux souterraines : observations

Les observations instrumentales indiquent que les températures de la surface de la terre et de la mer ont augmenté au cours des 100 dernières années (Cubash *et al.*, 2013), et que les températures moyennes mondiales devraient augmenter de 2 à 4,7 °C d'ici la fin du siècle (Melillo *et al.*, 2014), avec des changements encore plus importants prévus sur les masses terrestres. Cela influera sur les ressources en eau par l'intermédiaire de changements dans les précipitations, la vitesse du vent, l'humidité relative et l'évapotranspiration qui en résulte.

Les observations à long terme relatives au climat et à l'eau dans le bassin des Grands Lacs ont fourni des indications sur la manière dont les changements climatiques peuvent toucher le bilan hydrologique. Les précipitations et la température de l'air pendant la saison froide ont fortement augmenté de 1916 à 2007, tandis que les chutes de neige pendant la saison froide ont énormément diminué (Mishra et Cherkauer, 2011). Les hausses prévues dans les températures de saison froide à travers la Région des Grands Lacs réduiraient la durée de la saison de gel, ce qui aurait une incidence sur le ruissellement et les processus d'infiltration.

Bien que les températures de l'air augmentent, les températures du sol pendant l'hiver diminuent, en particulier dans les sites situés en aval des Grands Lacs dans les régions de la ceinture de neige. Cela pourrait être dû à un enneigement plus variable et plus fin qui réduit son impact isolant (Isard *et al.*, 2007). Cela illustre les réactions complexes des systèmes naturels par rapport au réchauffement atmosphérique lent.

On a constaté des augmentations statistiquement significatives dans certaines jauges de précipitations et d'écoulement fluvial pendant la période allant de 1930 à 2000 (McBean et Motiee, 2008). Concernant l'Ouest des Grands Lacs, la hauteur de précipitation sur deux ans a augmenté d'environ 2 % par décennie, tandis que les hauteurs de précipitation lors de tempête sur 100 ans ont augmenté de 4 à 9 % par décennie (Degaetano, 2009). Concernant l'est de l'Amérique du Nord, y compris le bassin des Grands Lacs, on a constaté que le ruissellement nival se produit de 5 à 10 ans plus tôt environ (Hogkins *et al.*, 2007; Burn *et al.*, 2010). Toutefois, cela n'est pas nécessairement le cas pour toutes les zones du bassin des Grands Lacs, puisqu'au Minnesota, les débits de pointe liés à la fonte des neiges n'ont pas présenté de changements importants (Novotny et Stefan, 2007).

Il existe relativement peu d'études dans le bassin des Grands Lacs qui évaluent la variation de la recharge de la nappe souterraine dans l'espace et dans le temps. Les estimations liées à la recharge de la nappe souterraine sont sensibles à la température du sol, à l'accumulation de la neige et à la fonte des neiges. La relation de l'eau souterraine avec le climat est beaucoup plus complexe que l'eau de surface (Dams *et al*., 2012; Green *et al.*, 2011; Scibek *et al*., 2007).

7.3 Climat, eau souterraine et utilisation des terres

Comme l'indique la figure 7.1, l'approvisionnement et la demande en eau peuvent être touchés par des facteurs non climatiques, un phénomène qui se poursuivra en raison des changements climatiques. Peu d'études relatives aux répercussions cumulatives des changements climatiques et des activités humaines sur les ressources en eau souterraine sont disponibles pour déterminer l'avenir des ressources en eau souterraine (Green *et al.*, 2011). Dans certaines zones, les répercussions des activités humaines seront supérieures à celles provoquées par des changements climatiques (Clifton *et al.*, 2010; Holman *et al.*, 2012; Pasini *et al*., 2012; Price, 2011; Quevauviller, 2011; Cartwright et Simmonds, 2008; Sukhija, 2008; Loaiciga, 2003).

Les répercussions cumulatives du climat, de la croissance démographique, de la gestion des terres et de la disponibilité en eau souterraine ont été évaluées pour les 48 États américains contigus (Sun *et al.*, 2008). Cette étude a permis de déterminer que le stress hydrique le plus important était provoqué par les changements climatiques, suivis de la croissance démographique, un facteur important à l'échelle locale. Dans certains cas, la gestion des terres pouvait aggraver le stress hydrique et, dans d'autres cas, elle pouvait entraîner une réduction du stress hydrique. Une recommandation majeure figurant dans l'étude indiquait de poursuivre l'évaluation des effets du climat, des changements dans l'utilisation des terres et de l'urbanisation sur la qualité de l'eau, et de la façon dont une qualité de l'eau réduite peut influer sur la disponibilité en eau potable.

Les effets des activités humaines et de l'utilisation des terres sur un climat régional du bassin des Grands Lacs ont été étudiés par Mao et Cherkauer (2009). Ils ont utilisé un modèle hydrologique réparti à grande échelle pour simuler les réactions hydrologiques par rapport aux différentes conditions d'utilisation des terres dans la Région des Grands Lacs du Minnesota, du Wisconsin et du Michigan, pour une superficie totale d'environ 494 000 km^2. La déforestation a été impressionnante dans la partie centrale de leur domaine d'étude, où cinq millions de forêts caducifoliées ont été converties en prairies boisées et cultures agricoles en ligne, entraînant ainsi une diminution de 5 à 15 % de l'évapotranspiration et une augmentation de 10 à 30 % du ruissellement total. Les régions du nord, où les changements dans l'utilisation des terres consistaient principalement en une conversion d'une majorité d'arbres à feuillage persistant en une majorité de forêts caducifoliées, ont subi des diminutions de 5 à 10 % de l'évapotranspiration et une augmentation de 20 à 40 % du ruissellement total. Les régions sud et ouest du domaine d'étude étaient dominées par la conversion de terres herbeuses des prairies en cultures agricoles en lignes, entraînant ainsi une augmentation de 10 à 15 % de l'évapotranspiration et une diminution de 20 à 30 % du ruissellement total. L'étude ne porte pas sur les répercussions des changements dans l'évapotranspiration et du ruissellement sur la quantité d'eau souterraine.

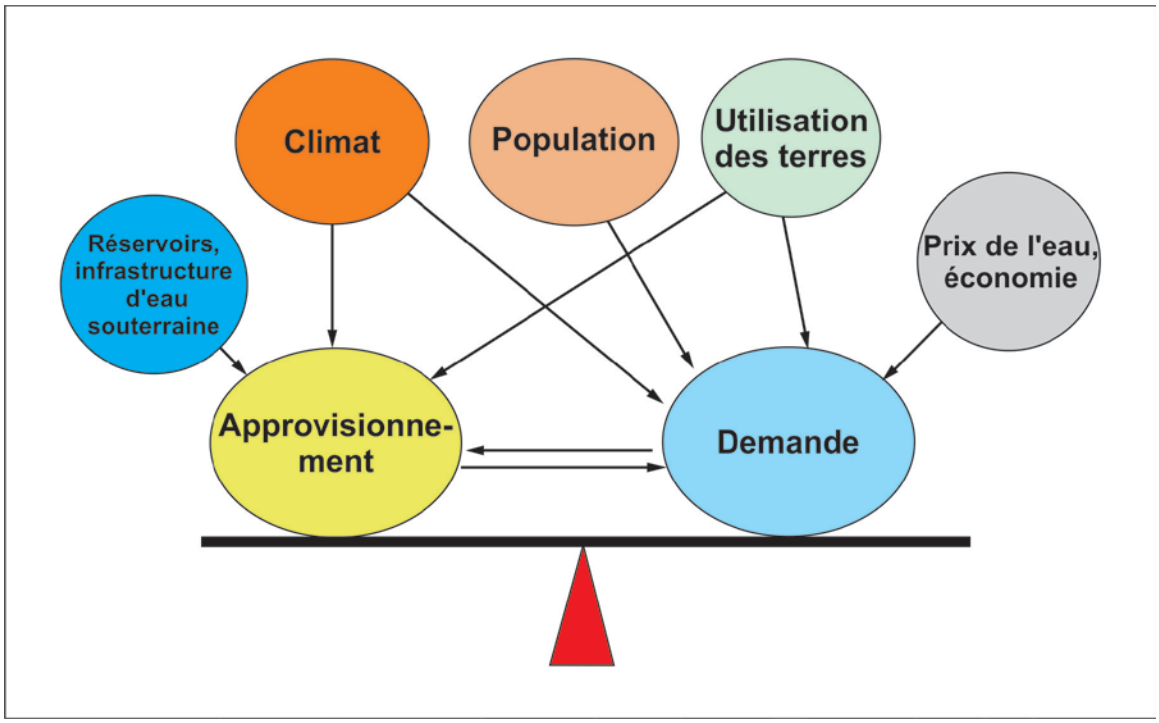


Figure 7.1 *Facteurs touchant l'approvisionnement et la demande en eau et leurs relations (tiré de Sun* et al.*, 2008).*

La rivière Muskegon au Michigan fournit un habitat important de frai du poisson et a été évaluée pour connaître les répercussions des changements prévus dans le climat et l'utilisation des terres sur l'écoulement fluvial et la qualité de l'eau (Wiley *et al.*, 2010). Selon cette étude multimodèle, la hausse des températures de l'air a provoqué une évapotranspiration plus importante, tandis que l'augmentation des précipitations durant les mois d'hiver a fait augmenter l'alimentation en eau souterraine. Le modèle a indiqué que les débits de la rivière Muskegon au Michigan devraient probablement augmenter en conséquence des changements climatiques. Les concentrations d'éléments nutritifs devraient peu changer par rapport aux niveaux actuels, mais l'azote total et le phosphore total présents dans les charges en éléments nutritifs et leur production ont augmenté.

7.4 Climat, eau souterraine et prévisions : évaluation des répercussions

7.4.1 Démarche axée sur la réduction d'échelle et la modélisation

La gestion des ressources était fondée sur l'hypothèse que le cycle hydrologique varie selon une fourchette connue basée sur des observations passées relatives à la température, aux précipitations et au débit, et l'on présume que ces variables continueront de s'inscrire dans la fourchette connue (« stationnarité »). Cette hypothèse de stationnarité n'est plus valide en raison des incertitudes liées aux changements climatiques où les observations passées ne peuvent plus fournir d'indication fiable relativement aux conditions futures (Milly *et al*., 2008).

Dans le cas de la gestion efficace des ressources en eau, les changements potentiels dans le cycle hydrologique peuvent être étudiés à l'aide des prévisions tirées des modèles de circulation générale. Toutefois, ces prévisions sont fondées sur une taille de grille globale d'environ 200 km, une résolution trop grossière pour l'échelle régionale à laquelle la gestion des ressources en eau se produit. Cela s'avère particulièrement pertinent pour le bassin des Grands Lacs, puisque les effets importants des Grands Lacs sur le cycle hydrologique régional ne sont pas pris en considération à l'échelle mondiale (Gula et Peltier, 2012).

Afin de fournir les renseignements requis à une échelle régionale, des techniques de « réduction d'échelle » ont été élaborées pour fournir des prévisions à une plus petite échelle. Une réduction

d'échelle statistique ou des modèles régionaux du climat (MRC) peuvent fournir des données sur le climat à une échelle de grille de 10 à 40 km pouvant être utilisée pour la gestion des ressources en eau. La réduction d'échelle statistique est basée sur l'établissement d'un lien entre les données observées à une échelle plus petite ou locale et les variables climatiques à plus grande échelle extraites des modèles régionaux du climat. L'approche statistique est largement utilisée pour les études d'impact hydrologique et peut être utilisée sur un ordinateur personnel. Les MRC sont des modèles reposant sur des bases physiques comme les MCM; leur fonctionnement nécessite une expertise semblable et des superordinateurs aux fins de simulations (Jang et Kawas, 2015).

Les prévisions futures relatives aux changements dans les variables climatiques, telles que les températures et les précipitations, sont ensuite utilisées en tant que données d'entrée dans les modèles hydrologiques qui simulent une partie ou l'ensemble du cycle hydrologique. Les modèles hydrologiques sont habituellement appliqués à l'échelle d'un bassin versant et, pour pouvoir simuler efficacement les conditions futures, ils doivent raisonnablement simuler les conditions historiques. Les modèles hydrologiques doivent être validés à travers une série de conditions relatives au climat, au type de sols et à l'hydrologie qui contrôlent la circulation des eaux souterraines peu profondes, la couverture terrestre et d'autres conditions du paysage.

Les modèles hydrologiques peuvent être utilisés pour quantifier les effets probables d'une variété de prévisions pour une période future incluant des événements extrêmes sur le cycle hydrologique. Ce type d'analyses permet aux scientifiques et aux décideurs d'évaluer le risque des scénarios climatiques futurs potentiels sur les ressources en eau, et d'établir des stratégies d'adaptation et d'atténuation pour y remédier.

Prudhomme et Davies (2009) ont étudié trois sources d'incertitudes concernant les études d'impact des changements climatiques sur les débits de rivière au Royaume-Uni : incertitudes dans les modèles climatiques mondiaux, dans les techniques de réduction d'échelle et dans la modélisation hydrologique. Ils ont démontré que les incertitudes dans les modèles climatiques mondiaux sont généralement plus importantes que les incertitudes dans la réduction d'échelle; ces deux types d'incertitudes sont toujours plus importants que les incertitudes liées à la modélisation hydrologique ou à la variabilité naturelle. Les climatologues ont découvert que l'approche consistant à utiliser les prévisions extraites des modèles climatiques mondiaux et des modèles régionaux du climat, que l'on appelle approche d'ensemble, aide à régler ces incertitudes.

7.4.2 Principe de la graduation des décisions et prise de décision solide

La démarche axée sur la réduction d'échelle et la modélisation décrite ci-dessus tient compte des incertitudes à chaque étape de la chaîne de réduction d'échelle et de modélisation. Les incertitudes découlent en premier lieu de l'avenir inconnu des émissions de gaz à effet de serre et sont renforcées par les différences dans les prévisions des changements climatiques par les nombreux modèles climatiques mondiaux. Afin d'obtenir les renseignements de plus petite échelle requis pour évaluer les répercussions hydrologiques, de multiples méthodes de réduction d'échelle des prévisions des modèles climatiques mondiaux renforcent les incertitudes. Les effets de ces incertitudes s'étendent ensuite aux modèles hydrologiques (Brown *et al.*, 2011, Groupe d'étude international des Grands Lacs d'amont, 2012).

Les incertitudes considérables associées à la démarche axée sur la réduction d'échelle et la modélisation ont nécessité l'établissement d'autres approches pour évaluer les répercussions des changements climatiques sur les ressources en eau. Comme l'indique la figure 7.2, la démarche axée sur la réduction d'échelle et la modélisation est une approche descendante qui commence par les prévisions climatiques et finit par la détermination des vulnérabilités. Par contre, le principe de la graduation des décisions est une approche ascendante et commence par alimenter le domaine de vulnérabilité en identifiant les vulnérabilités potentielles.

Les vulnérabilités potentielles sont définies par les intervenants et les experts comme des seuils ou des zones de tolérance pour les paramètres d'intérêt spécifiques tels que le niveau d'eau souterraine ou le niveau des lacs. Un domaine climatique est ensuite établi et contient les situations climatiques requises pour forcer le paramètre d'intérêt (niveau de l'eau souterraine ou niveau du lac) à dépasser ou à aller au-delà des seuils ou des zones de tolérance. On y parvient en utilisant les multiples simulations climatiques établies à partir des prévisions précises ou adaptées et des paléodonnées qui fournissent des

conditions climatiques passées extrêmes. La « plausibilité » de la situation climatique se produisant est ensuite confirmée par la fréquence à laquelle elle se produit dans le domaine climatique. Cette approche a été utilisée dans l'élaboration du plan de régularisation des débits du lac Supérieur dans l'Étude internationale des Grands Lacs d'amont (Brown *et al.*, 2011).

La prochaine étape consiste à dresser un plan ou à prendre une décision qui aborde les multiples scénarios climatiques futurs. Le plan ou la décision sont jugés solides s'ils peuvent gérer les différents scénarios futurs possibles. Il est possible que le plan de gestion du système qui en résulte ne soit pas optimal en termes d'efficacité économique ou technique, mais le fonctionnement du système se poursuit au sein des limites ou objectifs établis. La flexibilité permise par la gestion adaptative devrait faire partie du plan. Il est également requis d'effectuer une surveillance continue et complète et de se montrer réceptif à l'établissement de nouvelles pratiques en réponse aux conditions changeantes (Hallegatte *et al.*, 2012; Groves *et al.*, 2013).

Une analyse réelle des options constitue une autre méthode pour régler les incertitudes et qui a été utilisée pour les décisions à long terme s'appliquant à l'infrastructure. À l'origine, cette méthode a été élaborée pour déterminer les décisions en matière d'investissement dont la résilience est confirmée par les divers résultats obtenus (Scandizzo, 2011). Une analyse réelle des options a été utilisée pour la conception d'un barrage polyvalent sur le Nil Bleu (Éthiopie) (Jeuland et Whittington, 2013), pour déterminer des possibilités de gestion du risque d'inondation le long de l'estuaire Thames (Angleterre) (Woodward *et al.*, 2013), et pour la sécurité de l'approvisionnement en eau pour le bassin Krishna en Inde (Davidson *et al.*, 2011).

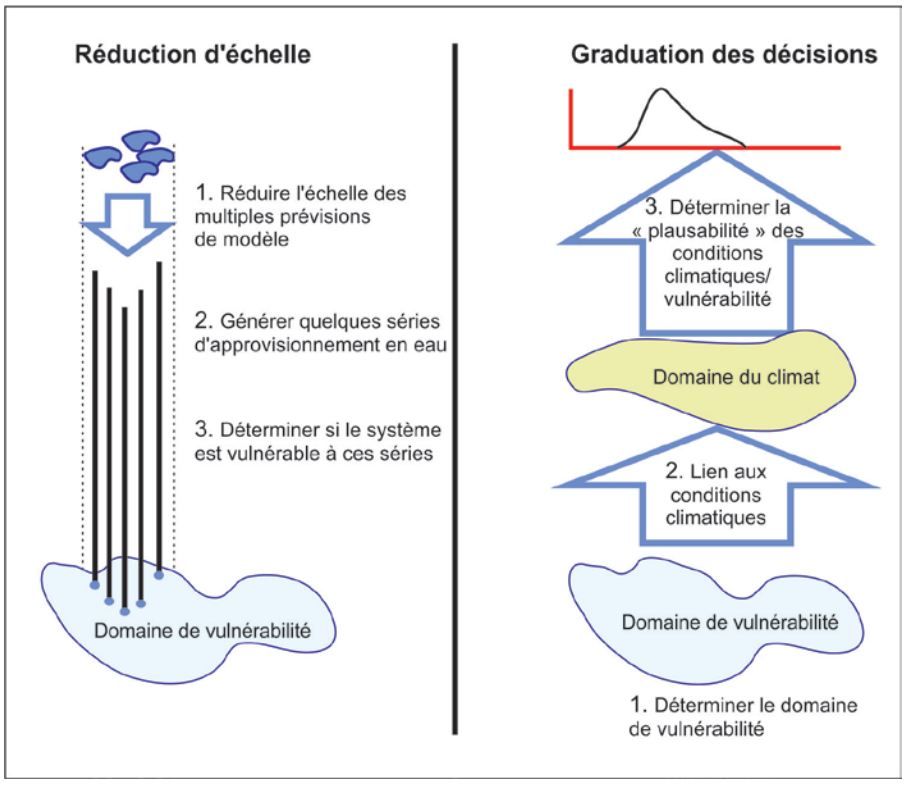


Figure 7.2. La démarche axée sur la réduction d'échelle et le principe de la graduation des décisions pour la modélisation. La démarche axée sur la réduction d'échelle et la modélisation sur la gauche est une approche descendante qui commence par les prévisions tirées des modèles climatiques mondiaux et qui se termine par la détermination des vulnérabilités. Les incertitudes grandissent à chaque étape. Le principe de la graduation des décisions commence par une analyse ascendante pour déterminer les vulnérabilités et finit par les renseignements climatiques visant à éclairer une décision (extrait de Brown et al., 2011).

D'autres méthodes potentielles pour évaluer les répercussions des changements climatiques face aux incertitudes relatives à la largeur ou à la profondeur comprennent une approche neutre à l'égard du scénario, la théorie de la décision concernant les lacunes en matière d'information, ainsi qu'une prise de décisions éclairée concernant les risques (Garcie *et al.*, 2014). Il manque une évaluation complète des méthodes et de l'orientation permettant de choisir la méthode la plus adaptée à un problème particulier de ressources en eau.

7.5 Qualité des eaux souterraines

Il existe peu d'étude portant sur les répercussions des changements climatiques sur la qualité de l'eau souterraine dans le bassin des Grands Lacs. Ces efforts sont entravés par le manque de données relatives aux charges en éléments nutritifs dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs et par le manque de données sur la qualité de l'eau (voir le chapitre 4). Des changements dans les taux de recharge de la nappe souterraine et dans les températures du sol pourraient toucher le transport des contaminants (Green *et al.*, 2007). La complexité du devenir et du transport des contaminants de subsurface a également été décrite par Bloomfield *et al.* (2006) dans leur étude des répercussions des changements climatiques sur le comportement des pesticides dans l'eau de surface et l'eau souterraine au Royaume-Uni. Une conclusion de leur travail indique que les répercussions des changements climatiques sur le devenir et le transport des pesticides devraient fortement varier et être difficiles à prévoir. Les répercussions indirectes, telles que les changements dans l'utilisation des terres provoquées par des changements dans le climat, peuvent avoir une incidence plus importante sur le devenir et le transport des pesticides.

La température est un moyen simple, mais efficace, de mesurer la qualité des eaux souterraines. Pour les cours d'eau et les rivières qui reçoivent de grandes quantités d'eau souterraine par émergence, la température relativement constante des eaux souterraines peu profondes est importante pour maintenir des conditions nécessaires pour les poissons d'eaux froides. Une étude de modélisation thermique s'est servie d'une équation relative au transport de la chaleur de la subsurface pour évaluer les effets potentiels de la hausse de la température de surface provoquée par les changements climatiques sur les eaux souterraines peu profondes (Kurylyk *et al.*, 2015). On a constaté que la température des eaux souterraines peu profondes augmenterait plus lentement et que cette hausse de température dépendrait des propriétés thermiques de la subsurface, de la profondeur des eaux souterraines et de la vitesse d'écoulement des eaux souterraines.

L'évaluation des répercussions des changements climatiques sur la qualité de l'eau souterraine nécessite des hypothèses sur les pratiques futures impliquant les contaminants (chapitre 3), les taux et le moment d'application des éléments nutritifs (chapitre 4) et les formes d'infrastructure urbaine (chapitre 6). Plusieurs scénarios doivent être pris en compte pour évaluer les répercussions néfastes des changements dans la gestion sur l'eau souterraine. L'évaluation de la qualité future de l'eau souterraine dépend également des processus touchant les contaminants dans la zone vadose, la zone saturée et la zone de transition (chapitres 2 et 3). Le besoin scientifique consiste à comprendre de façon exhaustive les processus de manière à ce que les facteurs climatiques prévus puissent être utilisés dans les modèles de devenir et de transport pour comprendre les répercussions potentielles des changements climatiques.

Green *et al.* (2011) précisent que relativement peu d'études portant sur les impacts des changements climatiques sur l'eau souterraine étaient axées sur la qualité de l'eau souterraine. La qualité de l'eau souterraine peut être une fonction complexe des caractéristiques chimiques, physiques et biologiques d'un bassin versant. On s'attend à ce que la qualité de l'eau souterraine soit touchée par les changements climatiques et par la manière dont se fait l'aménagement urbain et rural. Une étude des effets d'un certain nombre de scénarios relatifs au développement urbain et rural sur l'eau souterraine serait requise pour déterminer les diverses répercussions potentielles sur la qualité.

7.6 Quantité de l'eau souterraine

Bien que les études aient examiné les répercussions potentielles des changements climatiques sur l'eau souterraine et l'hydrologie de surface, des incertitudes sont encore associées à l'ampleur et même à la direction des changements dans la recharge de la nappe souterraine ou dans le bassin des Grands Lacs.

Les études résumées dans le tableau 7.1 indiquent que la recharge de la nappe souterraine ou les niveaux de l'eau souterraine peuvent diminuer ou augmenter.

Plusieurs études (Wiley *et al*., 2010; Jyrkama et Sykes, 2007; Rahman *et al*., 2012) prévoient des augmentations de du débit fluvial pendant les mois d'hiver. Certaines zones subiront des changements plus importants dans les taux de recharge de la nappe souterraine, tandis que d'autres seront soumises à des changements moins importants. L'ampleur des répercussions est régie par les niveaux d'eau souterraine, les caractéristiques de la surface du sol et la nature des sols sous-jacents.

Les résultats de ces études démontrent qu'à l'heure actuelle, nous n'avons pas la capacité de prévoir de façon quantitative l'ampleur ou la direction des répercussions des changements climatiques sur les ressources en eau souterraine avec un haut degré de confiance (Kurylyk et MacQuarrie, 2013).

Les volumes de stockage des eaux souterraines devraient être moins sensibles aux changements climatiques que le débit des rivières et la recharge de l'aquifère (Sulis *et al.*, 2011). Les variations dans le stockage seront probablement plus importantes pour l'eau souterraine peu profonde qui est exposée de façon plus directe aux fluctuations dans les précipitations et l'évapotranspiration. Croley et Luukkonen (2003) ont découvert que la direction des changements dans la recharge de la nappe souterraine dépendait du modèle climatique mondial choisi pour établir le climat permettant l'exécution du modèle hydrologique. La hausse des taux de pompage liée à un besoin plus important en matière d'irrigation pourrait causer trop de changements dans la recharge de la nappe souterraine; toutefois, peu de prévisions ont été faites en matière de changements dans la demande en irrigation pour le bassin des Grands Lacs.

7.7 Lacunes et besoins en matière de données scientifiques

i) Évaluation des répercussions des changements climatiques

La planification des ressources en eau ne peut plus reposer sur les observations passées pour éclairer la situation future. On sait également que la démarche axée sur la réduction d'échelle et la modélisation visant à déterminer les répercussions des changements climatiques sur l'eau souterraine entraîne des changements potentiels d'une ampleur et direction variées. Les incertitudes liées à la largeur ou à la profondeur associées à ces répercussions des changements climatiques nécessitent d'utiliser différentes méthodes d'évaluation et de planification. Les nouvelles méthodes disponibles doivent être évaluées et des directives devraient être établies pour faciliter leur adoption.

ii) Analyse des incertitudes

Les quelques études liées aux répercussions des changements climatiques sur la quantité de l'eau souterraine dans le bassin des Grands Lacs sont incomplètes, car aucune d'entre elles ne fournit d'analyse complète des incertitudes. Une telle évaluation est complexe en raison des multiples étapes de modélisation requises. Le besoin de tenir compte des incertitudes associées au modèle, aux données et au paramètre dans chaque étape de modélisation, du choix d'un scénario d'émission à la détermination de la réaction du bassin versant, accroît considérablement la complexité.

Tableau 7.1 Résumé des études d'impact des changements climatiques sur l'eau souterraine dans le bassin des Grands Lacs.

Source	Zone	Modèle/scénario climatique	Modèle/méthode hydrologique	Résultats
Croley et Luukkonen (2003)	Bassin de la rivière Grand de la région de Lansing, Michigan	Deux modèles climatiques mondiaux : le modèle mondial couplé du Centre canadien de la modélisation et de l'analyse climatique et le modèle climatique mondial couplé de deuxième génération pour l'océan-atmosphère du Hadley Centre for Climate Prediction and Research du Royaume-Uni.	MODFLOW. La recharge de la nappe souterraine pour le modèle a été estimée à l'aide des estimations relatives à la composante du débit de base de l'écoulement obtenues grâce au système de modélisation hydrologique du laboratoire de recherche environnementale des Grands Lacs.	Diminution de 19,7 % dans la recharge d'après les prévisions du modèle mondial couplé du Centre canadien de la modélisation et de l'analyse climatique et augmentation de 4,1 % d'après les prévisions du modèle climatique mondial Hadley. D'une manière générale, les prévisions du modèle mondial couplé du Centre canadien de la modélisation et de l'analyse climatique indiquaient une diminution des niveaux d'eau souterraine dans l'aquifère de Saginaw, et le modèle climatique mondial HADLEY prévoyait une légère augmentation.
Piggott *et al.*, 2005	Sud-Ouest de l'Ontario	Deux modèles/scénarios divergent sur les changements climatiques : modèle du Centre canadien de la modélisation et de l'analyse climatique, ou CCmaC, et modèle de circulation générale du Hadley Centre, qui sont représentatifs de la période 2070 à 2099.	Méthode ayant permis de déterminer des indices relatifs au débit de base lié à l'émergence d'eau souterraine et modélisation de la relation entre l'émergence d'eau souterraine et le climat. 174 bassins versants	Le scénario du CCmaC présente une diminution de 19 %, tandis que le scénario du Hadley Centre a démontré une augmentation de 3 %.
Jyrkama et Sykes (2007)	Rivière Grand, sud-ouest de l'Ontario	Aucune réduction d'échelle, paramètres d'entrée du modèle à l'aide des changements dans le climat des régions prévus par le modèle climatique mondial dans le troisième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernementaux sur l'évolution du climat.	Le modèle HELP3 a été utilisé pour calculer les taux de recharge de la nappe souterraine quotidiens en faisant le lien avec ArcView SIG.	Augmentation prévue du taux moyen de recharge de la nappe souterraine d'environ 100 mm par an de 189 mm par an à 289 mm par an sur la période d'étude de 40 ans.
Sulis *et al.*, 2011	Zone de captage Des Anglais dans le sud-ouest du Québec	Scénario A2 d'émissions en vertu du modèle régional canadien du climat	CATHY est un modèle couplé reposant sur des bases physiques et distribué géographiquement, qui est utilisé pour des simulations de surface-subsurface.	Augmentation importante dans la recharge de la nappe souterraine pendant la saison d'hiver en raison du rapport élevé pluie/neige provoqué par des températures plus élevées, une recharge moins importante au printemps due à une fonte des neiges plus précoce et moins intense, une diminution générale au cours de l'été due à une évaporation accrue, et une augmentation à l'automne due à des précipitations accrues.
Wiley *et al.* (2010)	Bassin versant de la rivière Muskegon dans la péninsule inférieure du Michigan	Modèle de scénario A1B issu du quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat et méthode liée aux changements mensuels dans le delta visant à réduire l'échelle des observations météorologiques.	Système de modélisation écologique de la rivière Muskegon, ensemble de modèles à composantes indépendantes axés sur divers aspects de l'écosystème de la rivière Muskegon, y compris le modèle intégré lié à l'hydrologie du paysage ciblant la recharge de la nappe souterraine.	Augmentation des précipitations pendant les mois d'hiver conduisant à une hausse des taux de recharge de la nappe souterraine.
Rahman *et al.* (2012)	Bassin versant de la rivière Canard qui se déverse dans la rivière Détroit dans le sud de l'Ontario	Générateur de conditions météorologiques LARS-WG utilisé pour produire des données quotidiennes sur les conditions météorologiques futures du bassin versant à l'aide des résultats du modèle régional canadien du climat en vertu du scénario A2 du SRES pour les années 2041 à 2070.	Modèle SWAT (Soil Water Assessment Tool)	Le débit fluvial augmenterait fortement au printemps et en hiver, mais diminuerait à l'automne. Le système d'eau souterraine n'a pas été étudié, mais leurs analyses appuient la conclusion indiquant que le scénario A2 entraînerait une augmentation du volume d'eau souterraine s'écoulant dans tout le bassin versant.

iii) Événements extrêmes

La documentation ne donne aucune quantification des conditions météorologiques exceptionnelles et les prévisions qualitatives typiques indiquent que les événements pluvio-hydrologiques à venir pourraient être moins fréquents et plus intenses, ou qu'il pourrait y avoir des périodes de sécheresse prolongées. La quantification des événements extrêmes et des sécheresses n'a de signification que dans une analyse probabiliste. La complexité de l'analyse réside dans le fait que les statistiques relatives aux événements extrêmes ou aux sécheresses ne sont pas stationnaires sur le plan spatial, mais qu'elles sont probablement propres à un bassin versant.

iv) Élaboration des modèles intégrés

On constate également un besoin clair de poursuivre l'établissement de modèles fondés sur les processus pouvant simuler les prévisions des impacts des changements climatiques sur l'eau souterraine et les ressources en eau de surface, aussi bien en termes de quantité que de qualité. Les interactions entre le climat et l'eau souterraine sont le plus souvent simulées par l'association de modèles climatiques mondiaux avec des modèles hydrologiques (Kurylyk et MacQuarrie, 2013). Puisque les niveaux d'eau souterraine sont directement associés aux rétroactions sur les composantes terre-énergie (Maxwell et Kollet, 2008), il convient peut-être mieux de simuler directement la réponse de la recharge de la nappe souterraine par rapport aux changements climatiques au sein du modèle de surface terrestre du modèle climatique mondial, ou d'intégrer des modèles hydrologiques aux modèles de surface émergée des modèles régionaux du climat. Autrement, les spécialistes de l'eau souterraine pourraient aider à améliorer les composantes liées à l'eau souterraine intégrées aux modèles de surface émergée existants du modèle climatique mondial (Gulden *et al.*, 2007).

La description précise de l'association entre le climat et l'hydrologie requiert l'intégration de la gamme complète des processus hydrologiques, y compris la recharge de la nappe souterraine et l'émergence, l'évapotranspiration fondée sur une phénologie variable des plantes, ainsi que les flux en direction et en provenance des milieux humides éphémères; les processus hydrologiques doivent être considérés comme des composantes interactives du système climatique (Lofgren *et al*., 2013). L'eau de surface et l'eau souterraine ont été traditionnellement modélisées de façon indépendante; toutefois, elles sont clairement associées et devraient donc être prises en compte de manière intégrée (Kornelsen et Coulibaly, 2014; Peterson *et al.*, 2013).

v) Scénarios relatifs à l'utilisation future des terres et des eaux

Les changements climatiques auront probablement une incidence sur la quantité et la qualité de l'eau souterraine et de l'eau de surface dans le bassin des Grands Lacs (Clifton *et al.*, 2010). Dans certaines régions, les effets des facteurs non climatiques sur l'eau souterraine, tels que l'utilisation des terres et de l'eau, ainsi que les pratiques changeantes, peuvent avoir plus d'influence sur la quantité et la qualité. Toutefois, il est nécessaire, aux fins de planification des ressources en eau, de tenir compte des répercussions cumulatives du climat et des scénarios relatifs à l'utilisation future des terres et de l'eau sur l'approvisionnement futur en eau (Sun *et al.*, 2008).

vi) Répercussions des changements climatiques sur la qualité des eaux souterraines

Seules quelques études ont examiné les répercussions des changements climatiques sur la qualité de l'eau souterraine dans le bassin des Grands Lacs. L'évaluation de la manière, du moment et du lieu de ces répercussions est essentielle pour établir des plans visant à assurer la sécurité de l'approvisionnement en eau destinée à la boisson, à l'industrie et à l'irrigation. Afin de traiter les facteurs importants associés à l'utilisation des terres et de l'eau, les évaluations devraient être dirigées à des échelles locales ou régionales.

vii) Surveillance de l'eau souterraine

D'après les données et les études existantes, les renseignements concernant le lien entre les changements climatiques à long terme et la recharge de la nappe souterraine sont insuffisants, bien que plusieurs études aient examiné la relation entre les variations climatiques saisonnières ou décennales et les niveaux d'eau souterraine (Rivard *et al.*, 2009). Il devrait y avoir une augmentation dans les études

basées sur le terrain qui effectuent un suivi des répercussions des changements climatiques sur les niveaux et la qualité de l'eau souterraine (Kurlyk et MacQuarrie, 2013).

viii) Surveillance intégrée

Afin d'évaluer adéquatement les répercussions des changements climatiques sur l'hydrologie, une plus grande quantité de données hydrologiques doivent être récoltées, notamment sur l'écoulement, les niveaux d'eau souterraine, l'humidité et la température du sol, les températures des cours d'eau et de l'eau souterraine, ainsi que sur les variables de la qualité de l'eau. Accroître le nombre de stations récoltant ce genre de données pendant de longues périodes permet d'offrir une base permettant d'évaluer les liens entre le climat et l'hydrologie et de valider les modèles pouvant quantifier les raisons des changements observés.

Tableau 7.2 Besoins scientifiques prioritaires liés aux changements climatiques et à l'eau potable.

Besoins scientifiques	Lacunes en matière d'information
7A. Élaboration de méthodes aux fins d'analyse des incertitudes pour chaque étape de la démarche axée sur la réduction d'échelle et la modélisation.	Détermination des MCM et des MRC, ainsi que des modèles hydrologiques qui se rapportent au bassin des Grands Lacs.
7B. Mise au point de méthodes d'identification et d'évaluation de la fréquence et de l'intensité changeantes des événements extrêmes (p. ex. inondation et sécheresse).	Détermination des courbes d'intensité, de durée et de fréquence à l'aide des prévisions du modèle climatique. Application des indices de sécheresse et d'inondation aux données de sortie des MCM et MRC. Tendances statistiquement significatives liées à la fréquence changeante des événements extrêmes.
7C. Création et application de modèles intégrés pour le climat, l'eau de surface et l'eau souterraine. Modèles améliorés de surface émergée pour les modèles climatiques mondiaux	Modèle de validation à plus long terme du niveau de l'eau et de la qualité de l'eau souterraine et évaluation des changements dans le climat et l'utilisation des terres. Données relatives à la géologie, à la couverture terrestre, à l'eau utilisée et au niveau d'eau aux fins d'élaboration de modèles.
7D. Établissement et application de scénarios d'utilisation future des terres et des eaux aux fins de modélisation des répercussions sur les ressources en eau souterraine.	Surveillance plus intégrée du cycle hydrologique afin de fournir des données permettant une évaluation des impacts. Plateforme de données intégrée permettant d'accéder aux différentes données physiques et liées à l'infrastructure et à la population, dans le but de produire des scénarios et des modèles.

8. Conclusions et résumé des principaux besoins scientifiques

Dale Van Stempvoort[1] *et Norm Grannemann*[2]

[1] *Environnement Canada, Burlington (Ontario), Canada*
[2] *Service géologique des États-Unis, Lansing (Michigan), États-Unis*

L'une des principales questions posées dans le présent rapport se résume comme suit : *Les eaux souterraines améliorent-elles la qualité de l'eau des Grands Lacs ou entraînent-elles au contraire des effets défavorables?* Comme le mentionnent les chapitres 2, 3 et 4, les eaux souterraines qui s'écoulent dans les affluents du bassin des Grands Lacs ou directement dans ce dernier peuvent soit améliorer, soit détériorer la qualité de l'eau. Dans certaines régions, ces eaux souterraines peuvent simultanément produire des effets positifs et négatifs. Le long d'un ruisseau ou sur le rivage d'un lac par exemple, des panaches d'eau souterraine contaminée peuvent émaner de sources ponctuelles de contaminants et être entourés d'eau souterraine non contaminée. Ces deux types d'eau souterraine s'écouleront vers les mêmes eaux de surface. Cet exemple simple illustre la complexité des relations entre les eaux souterraines et la qualité de l'eau des Grands Lacs et montre bien que la réponse à la question ci-dessus n'est ni facile ni évidente. En guise de conclusion, le chapitre 8 présente diverses réponses à cette question en se référant à l'information pertinente présentée précédemment dans les chapitres 2 à 7.

8.1 Conclusions

i) Les eaux souterraines améliorent la qualité de l'eau des Grands Lacs.
Comme le mentionne le chapitre 2, l'émergence des eaux souterraines vers les Grands Lacs, qu'elle se produise directement ou par le biais d'autres cours d'eau, contribue de façon importante au réapprovisionnement en eau des Grands Lacs. Bien que les données soient rares, les eaux souterraines ne sont généralement pas polluées par des contaminants (p. ex. concentrations excessives d'éléments nutritifs ou de chlorure) dans les zones relativement vierges du bassin. Ces zones incluent les régions entourant le lac Supérieur et le nord du lac Huron, ainsi que des zones non développées, principalement des forêts, dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs, comme dans la péninsule supérieure du nord du Michigan. L'émergence des eaux souterraines dans les Grands Lacs ou dans leurs affluents, notamment à partir de ces zones vierges, contribue à maintenir la qualité de l'eau dans ces lacs.
L'émergence des eaux souterraines joue un rôle essentiel dans le maintien de la quantité et de la qualité de l'eau ainsi que de la température des habitats (chapitres 2 et 5), dont certains (cours d'eau pérennes, tourbières minérotrophes) constituent des écosystèmes tributaires des eaux souterraines. Les propriétés chimiques ambiantes des eaux souterraines qui émergent dans les cours d'eau ont des effets bénéfiques sur certaines communautés riveraines (chapitres 5).

ii) Les eaux souterraines contaminées ont une incidence négative sur la qualité de l'eau des Grands Lacs.
Dans les zones aménagées du bassin des Grands Lacs, comme le décrivent les chapitres 3, 4 et 6, lorsque les eaux souterraines sont contaminées par le développement urbain, l'exploitation minière ou l'agriculture, elles peuvent avoir une incidence négative sur la qualité de l'eau des Grands Lacs et de leurs affluents, ainsi que sur leurs habitats aquatiques respectifs. La contamination des eaux souterraines peut persister longtemps après l'élimination des sources de cette contamination. Dans les régions où l'utilisation des terres a changé, peu de données peuvent être disponibles concernant les problèmes à la surface du sol. Comme l'expliquent les chapitres 3, 4 et 6, l'émergence des eaux souterraines constitue un vecteur important (de transport) pour certains contaminants qui ont une incidence sur les Grands Lacs. Les produits chimiques transportés vers les Grands Lacs par les eaux souterraines sont souvent persistants et mobiles, car ils sont facilement dissous dans l'eau.

iii) Les eaux souterraines constituent une zone de traitement ou de stockage contribuant à la protection de la qualité de l'eau des Grands Lacs.
De plusieurs façons, ces eaux fournissent une zone de traitement souterraine qui atténue, immobilise ou élimine naturellement de nombreux contaminants (chapitres 3 et 4). Ce processus d'atténuation est souvent intensifié dans la zone de transition (chapitre 3) et dans d'autres points chauds et moments chauds (chapitre 4). Il existe encore toutefois plusieurs lacunes sur le plan des connaissances scientifiques quant au devenir des contaminants dans les eaux souterraines. Par exemple, la capacité des micro-organismes à éliminer les contaminants dans la subsurface varie selon les conditions locales et le type de contaminant; bien souvent, les essais en laboratoire sur lesquels s'appuie notre compréhension actuelle du devenir des contaminants ne reflètent pas exactement les conditions retrouvées dans les eaux souterraines.

iv) À long terme, l'eau souterraine constitue une source de contaminants ayant une incidence négative sur la qualité de l'eau des Grands Lacs.
Lorsque des contaminants ne sont pas décomposés ou éliminés, l'eau souterraine peut servir de réservoir souterrain qui devient une source de contaminants à long terme, ce qui pourrait entraîner des niveaux problématiques et stables de contaminants dans les eaux souterraines qui émergent dans les cours d'eau ou les zones côtières des lacs, bien après que les sources de ces contaminants aient été éliminées ou réduites.

v) Nous ne comprenons pas encore totalement l'impact des eaux souterraines sur les Grands Lacs.
En matière de gestion et de protection de la qualité de l'eau dans le bassin des Grands Lacs, les recherches portant sur la vulnérabilité des ressources en eau ont jusqu'ici ciblé la vulnérabilité de l'eau souterraine ou de l'eau de surface séparément. De nouvelles approches qui permettront d'assurer un suivi et une mesure plus approfondie de l'écoulement des contaminants dans l'environnement sont nécessaires. Les passages des substances chimiques (y compris les éléments nutritifs) des eaux souterraines vers les eaux de surface, mais également des eaux de surface vers les eaux souterraines (par exemple en cas de stockage dans les berges) constituent des considérations importantes pour de nouvelles approches. La section suivante (voir le tableau 8.1) aborde les améliorations nécessaires, sur le plan scientifique, en vue de procéder à une analyse et à un suivi plus approfondis des effets des eaux souterraines sur la qualité de l'eau des Grands Lacs dans huit domaines différents :

- évaluation de l'émergence d'eau souterraine vers les eaux de surface à l'échelle régionale;
- évaluation de la distribution géographique des sources connues et potentielles de contaminants qui se trouvent dans les eaux souterraines et qui peuvent nuire à la qualité de l'eau des Grands Lacs, ainsi que de l'efficacité des mesures d'atténuation;
- suivi et surveillance de la qualité des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs;
- recherche approfondie sur les interactions à l'échelle locale entre les eaux souterraines et les eaux de surface;
- élaboration d'outils plus efficaces pour le suivi, la surveillance et l'évaluation des interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface;
- recherche approfondie sur le rôle des eaux souterraines dans les habitats aquatiques du bassin des Grands Lacs;
- amélioration de la compréhension des effets de l'expansion urbaine sur les eaux souterraines;
- élaboration des modèles à plus grande échelle représentant les effets régionaux de l'eau souterraine sur la qualité de l'eau des Grands Lacs.

Toutes ces activités scientifiques sont liées entre elles. Par exemple, une interprétation (modèles, information) peut souvent nous amener à réfléchir sur nos besoins en matière de surveillance, ce qui peut entraîner la conception et la mise en œuvre de nouveaux outils pour la collecte de données de terrain. Afin d'être efficaces, les activités scientifiques doivent être étroitement liées aux politiques et aux programmes, de manière à ce que les gestionnaires de programme et les décideurs aient les

connaissances et les outils nécessaires pour prendre des décisions scientifiques éclairées liées à l'eau souterraine et à la qualité de l'eau dans le bassin des Grands Lacs.

Des activités scientifiques continues (à long terme) seront nécessaires pour combler certaines lacunes dans les connaissances. Ce besoin s'explique en partie par l'expansion urbaine incessante et les changements apportés aux infrastructures et à l'utilisation des terres; ces éléments peuvent entraîner des effets importants sur les eaux souterraines, notamment sur la quantité de l'émergence de l'eau souterraine, et donc sur le bilan hydrologique et la qualité de l'eau des Grands Lacs (chapitre 6). Les changements climatiques peuvent avoir une incidence sur l'eau souterraine, notamment le taux et le moment de la recharge de la nappe souterraine et de son émergence vers les eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs (chapitre 7).

Une large part d'incertitude est associée à la modélisation du climat et à des réactions hydrologiques des eaux souterraines et des eaux de surface du bassin des Grands Lacs. Par conséquent, nous connaissons peu de choses sur les effets que produiront les changements climatiques sur les eaux souterraines et sur la manière dont ces changements toucheront la quantité et la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (chapitre 7). La collecte future de données sur le climat, associée à la surveillance continue des eaux souterraines, permettra de réviser et de perfectionner la modélisation de ces relations. On anticipe toutefois que les changements climatiques dans le bassin des Grands Lacs seront accompagnés de changements dans l'utilisation des terres, pouvant produire des effets encore plus importants que le seul effet du climat sur la quantité et la qualité des eaux souterraines. Ce facteur ajoutera à la complexité des défis que devront continuer à relever les recherches scientifiques à venir.

8.2 Résumé des besoins et des principales lacunes à combler en termes de connaissances scientifiques

En guise de conclusion, cette dernière section décrit huit lacunes importantes en matière de connaissances et de besoins scientifiques, à partir des éléments cernés dans les chapitres 2 à 7 précédents (tableau 8.1).

Besoin n° 1 : Évaluation approfondie de l'émergence de l'eau souterraine à l'échelle régionale (quantité) vers l'eau de surface dans le bassin des Grands Lacs

Une meilleure compréhension des conséquences des eaux souterraines sur la qualité de l'eau des Grands Lacs exigera un relevé plus précis de l'émergence directe des eaux souterraines vers les Grands Lacs et leurs affluents, à l'échelle régionale et à l'échelle du bassin. De manière plus précise, ceci exigera des bilans hydrologiques et des mesures sur le terrain plus précis pour déterminer les apports de l'eau souterraine dans les Grands Lacs, les lacs et les étangs, ainsi que les milieux humides pour évaluer l'importance relative des sources d'eau souterraine sur chacun d'entre eux.

Une évaluation de premier ordre à l'échelle régionale de la quantité d'eau souterraine qui émerge vers les eaux de surface dans le bassin des Grands Lacs, le débit de base ayant été fourni par Neff *et al*. (2005). Sur le côté américain du bassin des Grands Lacs, certains des sites évalués par Neff *et al.* (2005) ont été mis à jour et peuvent être utilisés pour déterminer les tendances régionales relatives à l'émergence de l'eau souterraine. Dans les zones municipales où l'eau souterraine constitue une source d'eau potable, des plans de protection des sources d'eau ont été mis en œuvre à titre d'outils de gestion pour aider à protéger l'eau souterraine. L'impact des prélèvements d'eau souterraine sur l'écoulement fluvial est également évalué au cas par cas au Michigan et des outils d'évaluation des prélèvements similaires sont évalués dans d'autres états.

Dans les zones aménagées du côté ontarien du bassin des Grands Lacs, des données pertinentes ont été colligées à l'échelle des sous-bassins versants dont la gestion est assurée localement par des Offices de protection de la nature. Dans ces sous-bassins versants, les plans de protection des sources d'eau ont fourni des évaluations des débits et des bilans hydrologiques de l'eau souterraine à l'échelle régionale, y compris l'émergence vers les affluents et dans certains cas, une estimation de l'émergence directe vers les rives des Grands Lacs. Ces évaluations varient en termes de complexité (niveaux 1 à 3). Cependant, dans la portion nord relativement vierge du bassin des Grands Lacs en Ontario, là où peu de plans de protection des sources d'eau ont été élaborés, on trouve très peu d'information sur le parcours de l'eau souterraine ou sur son écoulement vers les Grands Lacs et ses affluents. Dans ce cas, les estimations

initiales de l'écoulement des eaux souterraines vers les cours d'eau s'appuient généralement sur les estimations du débit de base, fournies selon l'approche de l'indice de débit de base (Neff *et al*., 2005). Comme leurs noms le laissent entendre, les plans de protection des sources d'eau en Ontario visent principalement à protéger les eaux souterraines et les eaux de surface à titre de sources d'eau potable. Par conséquent, l'évaluation de l'émergence d'eau souterraine vers les eaux de surface constitue une composante mineure de ces études. Cette évaluation repose sur des méthodes variées pour calculer l'indice de débit de base à l'aide d'hydrogrammes. Son interprétation doit être revue, afin de s'assurer qu'elle reflète adéquatement les autres composantes du débit de base, telles que le drainage des lacs, des milieux humides et des réservoirs et le rejet des eaux usées traitées.

Besoin n° 2 : Établissement de priorités scientifiques visant à améliorer l'évaluation de la distribution géographique des sources connues et potentielles de contaminants dans les eaux souterraines, en lien avec la qualité de l'eau des Grands Lacs, et l'efficacité des mesures d'atténuation.

Pour comprendre les effets de l'eau souterraine sur l'amélioration ou la détérioration de la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, il sera nécessaire de compiler et d'évaluer les sources connues ou soupçonnées de contamination des eaux souterraines, considérées comme ayant un impact direct potentiel sur la qualité des eaux littorales des Grands Lacs et de leurs affluents. On pourra cibler les grands sites industriels (anciens et actuels), les aménagements urbains et les zones régionales d'utilisation généralisée de produits chimiques tels que les sels, les engrais et les pesticides. Cette évaluation pourrait également inclure l'évaluation de l'efficacité des mesures d'atténuation, y compris les changements apportés à la réglementation et aux pratiques et mesures de prévention, d'assainissement et de confinement, dans les cas de contamination des eaux souterraines à ces endroits.

Cette évaluation fondée sur les connaissances scientifiques pourrait être mise à jour régulièrement afin d'intégrer les nouvelles connaissances acquises dans le cadre des activités scientifiques décrites dans les objectifs suivants (de 3 à 7).

Besoin n° 3 : Suivi et surveillance continue de la qualité des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs

Une compréhension des effets positifs et négatifs de l'eau souterraine sur la qualité de l'eau des Grands Lacs exigera également une compilation et une analyse des données disponibles sur la qualité des eaux souterraines dans le bassin. Les réseaux de surveillance actuels semblent montrer des lacunes importantes quant à l'information relative aux sources ponctuelles et diffuses de contaminants et à la disparité spatiale (chapitre 3). Par exemple, ces réseaux devront peut-être s'enrichir de programmes améliorés pour le suivi et la surveillance locale (propre au site) de l'eau souterraine dans les zones urbaines et industrielles. Il faudra envisager certaines approches non conventionnelles, telles que l'échantillonnage des eaux souterraines peu profondes par l'installation temporaire de pointes filtrantes dans les zones riveraines et le long des rivages urbains (Roy et Bickerton, 2010; Roy et Malenica, 2013). La surveillance devrait être élargie sur le plan de la gamme de contaminants analysés, afin d'inclure les produits chimiques faisant l'objet de préoccupations plus récentes (chapitre 3)

Une grande partie des données propres au site qui ont été recueillies dans le bassin des Grands Lacs (p. ex. sur des sites contaminés) ne sont pas d'ordre public, ce qui représente un défi majeur (chapitre 3). À certains endroits, il sera possible d'intégrer cette information ou d'y accéder à partir de puits de surveillance existants, qu'ils soient privés ou administrés par des organisations non gouvernementales, plutôt que de mettre en place de nouvelles installations coûteuses. Dans certains cas, les données recueillies sur les eaux souterraines contaminées peuvent correspondre directement aux secteurs préoccupants (SP) des Grands Lacs (voir l'annexe 1 de l'AQEGL; Environnement Canada, 2013b). De plus, les effets cumulatifs de ces contaminants à plus grande échelle sont pris en compte dans les plans d'aménagement panlacustres (voir l'annexe 2 de l'AQEGL; Environnement Canada, 2013b).

Besoin scientifique n° 4 : Recherche approfondie sur l'analyse locale de l'interaction entre les eaux souterraines et les eaux de surface

Une compréhension plus détaillée des interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface est nécessaire afin d'évaluer adéquatement les effets des eaux souterraines sur la qualité de l'eau

et les habitats aquatiques des Grands Lacs. Ceci exigerait la tenue d'études locales sur le terrain, afin d'évaluer le passage des contaminants entre les eaux souterraines et les eaux de surface et les divers processus pouvant atténuer les effets de ces contaminants, en plus de déterminer la quantité d'eau souterraine qui émerge.

Cette nouvelle recherche sur le terrain pourrait cibler les zones riveraines des cours d'eau et les régions côtières des Grands Lacs, notamment les milieux humides côtiers, les plages, et les côtes urbaines aménagées, afin d'évaluer directement l'interaction entre l'eau souterraine et l'eau de surface et l'effet de ces échanges sur les habitats aquatiques. Ces études locales tiendraient compte de l'hétérogénéité (propriétés hydrauliques des sédiments, sources de contaminants), des événements et de leur caractère saisonnier et des processus se déroulant aux interfaces, et à proximité de celles-ci, entre les eaux souterraines et les eaux de surface (p. ex. sur le lit ou le littoral des cours d'eau). Dans le cadre de cette analyse, on devra tenir pour acquis que les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface ne sont pas unidirectionnels dans l'espace ni dans le temps. Même en présence d'un débit de base, des tronçons différents de cours d'eau peuvent être « absorbants » ou « infiltrants » (subir une émergence nette d'eau souterraine ou une recharge nette de la nappe souterraine). Il peut survenir des événements saisonniers ou liés aux conditions météorologiques, ou encore des inversions tels qu'une recharge épisodique en eau dans les zones basses pendant la fonte printanière et le stockage dans les berges (comme eaux souterraines riveraines) associés aux précipitations. Ces études locales auraient pour objectif d'élaborer de meilleurs modèles conceptuels et numériques de l'interaction entre l'eau souterraine et l'eau de surface dans des conditions hydrogéologiques différentes et des contextes variés d'utilisation des terres dans le bassin des Grands Lacs, ainsi que des conséquences de ces interactions sur la qualité de l'eau et sur les habitats aquatiques.

Ces études pourraient servir en partie à fournir une meilleure compréhension de l'importance des réseaux de circulation des eaux souterraines peu profondes situées près des cours d'eau. Plus précisément, il faudrait déterminer le rôle relatif de ces réseaux localisés des eaux souterraines, situés près des cours d'eau, en comparaison avec les systèmes plus longs et plus profonds des aquifères du bassin des Grands Lacs. Si l'interprétation de Pijanowski *et al*. (2007) est exacte, il est possible que, toutes proportions gardées, la qualité de l'eau dans les cours d'eau du bassin des Grands Lacs soit davantage influencée par l'émergence d'eau souterraine contaminée qui a été rechargée dans les zones urbaines souvent aménagées près des cours d'eau, comparativement à l'eau souterraine rechargée dans des zones agricoles, qui doit en moyenne parcourir des distances plus longues avant d'atteindre les cours d'eau. Une partie de ces études locales devrait chercher à combler l'incertitude et l'absence d'information liées à l'utilisation des terres et des infrastructures, particulièrement en zone urbaine, mais également en zone rurale (p. ex. drainage par tuyaux enterrés).

Certaines de ces études pourraient également évaluer l'effet des variations spatiales et temporelles des propriétés chimiques des cours d'eau dans les tronçons touchés par l'émergence de l'eau souterraine. La mise sur pied de sites de recherche à l'échelle locale, constituant les noyaux de ces réseaux de surveillance, contribuerait grandement à une meilleure compréhension des effets que produisent les changements dans l'utilisation des terres ou le climat et d'autres facteurs qui influent sur la qualité de l'eau des Grands Lacs. On pourrait également mieux mesurer l'efficacité des réseaux d'eau souterraine à atténuer les variations produites sur la quantité et la qualité de l'eau des Grands Lacs, en réponse à de tels changements. La présence de sites de recherche spécialisés serait très utile au processus de test et de révision des modèles conceptuels et numériques représentant les interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface à l'échelle locale.

Besoin n^{o} 5 : Élaboration d'outils plus efficaces pour la surveillance, le suivi et l'évaluation des interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface à l'échelle locale

Il serait nécessaire d'élaborer de meilleurs outils et protocoles afin de réaliser des études peu coûteuses et relativement peu intrusives sur l'interaction entre les eaux souterraines et les eaux de surface à l'échelle locale (par sections), afin de permettre la surveillance, le suivi et les recherches mentionnées ci-dessus (besoins scientifiques 3, 4).

Besoin scientifique n° 6 : Recherche approfondie sur le rôle des eaux souterraines dans les habitats aquatiques du bassin des Grands Lacs

Des études approfondies propres aux sites sont requises pour évaluer les effets (et les relations de dépendance) de l'eau souterraine sur les communautés aquatiques, plus précisément les communautés benthiques et celles qui dépendent de l'eau souterraine dans les cours d'eau et les milieux humides côtiers. Des études sur la manière dont les différentes communautés microbiennes et écologiques répondent à des constituants chimiques des eaux souterraines peu profondes, y compris les contaminants, fourniraient des renseignements importants sur le rôle des eaux souterraines dans les habitats aquatiques.

Besoin scientifique n° 7 : Amélioration de la compréhension des effets de l'expansion urbaine sur les eaux souterraines

Il manque des données quantitatives sur la complexité du cycle de l'eau dans les zones urbaines du bassin des Grands Lacs. Les renseignements sont particulièrement rares sur le rôle des eaux souterraines dans ce cycle, notamment sur la façon dont les eaux souterraines en milieu urbain sont touchées par l'infrastructure, y compris les égouts (« karst urbain »), les systèmes de gestion des eaux de ruissellement, et l'extraction, notamment l'assèchement. Il manque aussi des renseignements quantitatifs sur les sources urbaines de contamination provenant des eaux souterraines, sur les concentrations de contaminants dans les eaux souterraines et sur les flux de contaminants provenant des eaux souterraines qui émergent dans les cours d'eau et les lacs dans les zones urbaines. Le fait de combler ces lacunes scientifiques en mettant en œuvre diverses nouvelles activités de surveillance et de recherche améliorerait grandement la compréhension des effets des eaux souterraines en milieu urbain sur les plans d'eau récepteurs et sur les écosystèmes aquatiques. Il est également nécessaire d'élargir l'utilisation des outils complets de modélisation des eaux souterraines urbaines afin de fournir des directives sur la gestion des eaux souterraines urbaines. Ces méthodes de modélisation intégreraient les effets de l'infrastructure de subsurface (p. ex. tuyaux, tranchées, métros) et permettraient de mieux comprendre les changements dans la quantité et la qualité de l'eau avec le temps, les effets potentiels des changements climatiques et l'utilisation des terres. Cela permettrait d'appuyer l'évaluation des risques associée aux effets des eaux souterraines sur la qualité de l'eau de surface et les écosystèmes dans les zones urbaines.

Besoin scientifique n° 8 : Élaboration de modèles à plus grande échelle représentant les effets régionaux de l'eau souterraine sur la qualité de l'eau des Grands Lacs

Un autre lien essentiel favorisant une approche scientifique intégrée et améliorée consisterait à élaborer et à tenir à jour, à l'échelle régionale, des modèles numériques qui intégreraient les évaluations de l'émergence de l'eau souterraine sur le plan régional, les données de surveillance et de suivi et les activités de recherche locales. Le défi consisterait à élargir notre compréhension approfondie des processus locaux (fondée sur les études locales) pour la porter à l'échelle régionale afin d'évaluer la moyenne temporelle de l'écoulement d'eau souterraine (quantité et contaminants) vers les Grands Lacs, que ce soit directement ou indirectement par leurs affluents. Ce type de modélisation fournira une évaluation très utile des effets des eaux souterraines sur la qualité de l'eau des Grands Lacs et sur les habitats aquatiques à l'échelle régionale.

Cette modélisation régionale du parcours des contaminants dans le bassin des Grands Lacs devrait tenir compte du stockage et de l'atténuation de ces contaminants dans l'eau souterraine (et de leurs phases solides), ainsi que du rôle de la zone de transition décrite aux chapitres 2, 3 et 4. Les hypothèses tirées de ces modèles devraient se fonder sur les recherches locales menées sur le terrain et axées sur le parcours de ces contaminants entre l'eau souterraine et l'eau de surface, tel qu'il est décrit ci-dessus. Il sera important de choisir les approches numériques adéquates afin d'obtenir une interprétation fondée sur la moyenne temporelle à l'échelle régionale. Les modèles régionaux pourraient incorporer une modélisation plus détaillée et concrète des processus locaux, mais ils devraient inclure un moyen de transposer ces résultats à l'échelle régionale, pour laquelle les hypothèses reposent sur des modèles plus simples (voir les chapitres 2 et 7)La conversion à l'échelle régionale dans le temps limiterait toutefois la capacité à intégrer les répercussions des événements épisodiques tels que la fonte des neiges printanière

et les orages. Il faudra choisir des méthodes appropriées pour le passage à l'échelle supérieure afin d'éviter la dégradation erronée des bases physiques du modèle et la réduction de la fiabilité des résultats (chapitre 7). Dans tous les cas, cette modélisation à l'échelle régionale devrait incorporer des concepts qui tiennent compte des processus locaux et des événements à court terme, y compris les rappels (p. ex. le stockage sur les berges) et de leurs effets sur les eaux de surface et les habitats aquatiques du bassin des Grands Lacs.

Tableau 8.1. Liens entre les besoins scientifiques principaux présentés dans ce chapitre et les besoins scientifiques prioritaires déterminés dans les chapitres 2 à 7.

Secteurs des principaux besoins scientifiques	Besoins scientifiques prioritaires déterminés dans les chapitres 2 à 7	Chapitre pertinent
1 Évaluation de l'émergence d'eau souterraine vers les eaux de surface à l'échelle régionale	2B. Quantifier de manière précise les émergences d'eaux souterraines vers les eaux de surface.	2
	2C. Définir les voies d'écoulement importantes des eaux souterraines vers les eaux de surface et délimiter les zones d'émergence d'eaux souterraines.	2
	5A. Cartographier la recharge de la nappe et l'émergence de l'eau souterraine.	5
2 Évaluation de la distribution géographique des sources connues et potentielles de contaminants qui se trouvent dans les eaux souterraines et qui peuvent nuire à la qualité de l'eau des Grands Lacs, ainsi que de l'efficacité des mesures d'atténuation	4A. Lier la gestion des terres et la charge en éléments nutritifs des eaux souterraines.	4
	6B. Obtenir des renseignements quantitatifs sur les sources de contaminants.	6
3 Suivi et surveillance de la qualité des eaux souterraines dans le bassin des Grands Lacs	4D. Évaluer l'eau souterraine à l'échelle du bassin.	4
	6C. Surveiller la qualité de l'eau souterraine et évaluer les risques potentiels pour la santé.	6
4 Recherche approfondie sur les interactions à l'échelle locale entre les eaux souterraines et les eaux de surface	2A. Caractériser adéquatement l'hétérogénéité spatiale et la variabilité temporelle dans les échanges entre les eaux souterraines et les eaux de surface.	2
	2E. Caractériser et comprendre le rôle des processus de la zone de transition sur la qualité des eaux de surface.	2
	3B. Évaluer le potentiel de décontamination de la zone de transition.	3
	4B. Comprendre le rôle du phénomène des points chauds sur les écoulements d'éléments nutritifs dans l'eau souterraine.	4
5 Élaboration d'outils plus efficaces pour le suivi, la surveillance et l'évaluation des interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface	3A. Élaborer des méthodes de détection et d'évaluation des émergences d'eau souterraine contaminée.	3
6 Recherche approfondie sur le rôle des eaux souterraines dans les habitats aquatiques du bassin des Grands Lacs	2D. Déterminer les relations essentielles entre l'émergence des eaux souterraines et la santé de l'écosystème aquatique.	2
	3C. Tenir compte de la sensibilité des organismes de la zone de	3

	transition aux contaminants.	
	3D. Comprendre les répercussions écologiques réelles des contaminants des eaux souterraines.	3
	5C. Évaluer l'importance de l'émergence d'eau souterraine dans la répartition des espèces et les caractéristiques des écosystèmes.	5
	5D. Évaluer l'importance de l'effet des tendances spatiales de l'émergence d'eau souterraine sur les caractéristiques des écosystèmes.	5
	5E. Répertorier les écosystèmes qui sont vulnérables aux changements sur le plan de l'émergence de l'eau souterraine.	5
7 Améliorer la compréhension des effets de l'expansion urbaine sur les eaux souterraines	6A. Assurer la collecte et l'analyse des données aux fins de gestion des ressources en eau souterraine urbaine.	6
	6D. Assurer l'acquisition de données de base et la surveillance des bilans hydrologiques urbains.	6
	6E. Effectuer des recherches sur le déplacement des eaux souterraines urbaines et le devenir des contaminants.	6
	6F. Effectuer la surveillance et les recherches sur la gestion des eaux de ruissellement et l'assèchement.	6
8 Élaboration de modèles à plus grande échelle représentant les effets régionaux de l'eau souterraine sur la qualité de l'eau des Grands Lacs	3E. Comprendre la charge de pollution à l'échelle régionale dans les eaux des Grands Lacs.	3
	4C. Mise à l'échelle des connaissances propres au site.	4
	5B. Combiner les modèles d'eau souterraine et les autres modèles écosystémiques, notamment les modèles portant sur l'hydrodynamique des eaux littorales ainsi que les modèles hydrologiques et thermiques des affluents et des terres humides.	5
	7A. Élaborer et appliquer des méthodes aux fins d'analyse des incertitudes pour chaque étape de la démarche axée sur la réduction d'échelle et la modélisation.	7
	7B. Mettre au point des méthodes d'identification et d'évaluation de la fréquence et de l'intensité changeantes des événements extrêmes (p. ex. inondation et sécheresse).	7
	7C. Créer et appliquer des modèles intégrés pour le climat, l'eau de surface et l'eau souterraine. Élaborer des modèles améliorés de surface émergée pour les modèles climatiques mondiaux.	7
	7D. Établir et appliquer des scénarios d'utilisation future des terres et des eaux aux fins de modélisation des effets sur les ressources en eau souterraine.	7

Glossaire

Ci-dessous figurent les définitions de certains termes scientifiques et non scientifiques, dont beaucoup sont liés à l'eau souterraine, à l'hydrologie et à l'écologie. Ils sont fournis à titre informatif et non à titre de définitions juridiques officielles. S'il y a lieu, l'utilisation de l'une des sources suivantes est indiquée par le numéro correspondant fourni à la fin de chaque définition (bien que la formulation exacte ait parfois été changée et qu'une traduction ait parfois été nécessaire) :

[1] Agence des États-Unis pour la protection de l'Environnement (http://iaspub.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/termsandacronyms/search.do) [en anglais seulement]

[2] American Society of Civil Engineers, 1985, Manual 40 – Ground water management [en anglais seulement]

[3] Glossaire des éléments fondamentaux liés à l'eau de l'USGS (http://water.usgs.gov/water-basics_glossary.html) [en anglais seulement]

[4] Water Information Coordination Program (http://acwi.gov/wpinfo.html) [en anglais seulement]

[5] Service géologique du Kansas (http://www.kgs.ku.edu/Extension/glossary.html) [en anglais seulement]

[6] Water Encyclopedia – Science and Issues (http://www.waterencyclopedia.com/) [en anglais seulement]

[7] Central Lake Ontario Source Protection Area Assessment Report (http://www.ctcswp.ca/the-science-ctc-assessment-reports/central-lake-ontario-spa-assessment-report/) [en anglais seulement]

[8] Agence canadienne d'évaluation environnementale, Programme de surveillance des effets cumulatifs (https://www.aadnc-aandc.gc.ca/fra/1100100023828/1100100023830)

[9] Glossaire des termes des sciences de l'eau de l'USGS (http://water.usgs.gov/edu/dictionary.html) [en anglais seulement]

[10] Environnement Canada, Les eaux souterraines (http://www.ec.gc.ca/eau-water/default.asp?lang=Fr&n=300688DC-1)

[11] Merriam Webster Online (http://www.merriam-webster.com/) [en anglais seulement]

[12] Pêches et Océans Canada (http://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/act-loi/habitat-fra.htm)

Absorption : Processus par lequel des substances sous forme gazeuse, liquide ou solide se dissolvent ou se mélangent avec d'autres substances[2]. (La forme verbale est « absorber ».)

Adfluvial : Qui migre entre les lacs et les rivières ou les cours d'eau.

Adsorption : Adhérence des molécules gazeuses, des ions ou des molécules en solution à la surface des solides[2]. (La forme verbale est « adsorber ».)

Aérobie : Se rapporte à la présence d'oxygène, se déroule en présence d'oxygène ou est provoqué en présence d'oxygène[3].

Affluent : Rivière ou cours d'eau s'écoulant dans une grande rivière, un grand cours d'eau ou un grand lac[3].

Afflux : Débit entrant. Par exemple, afflux de l'eau souterraine émergente vers l'eau de surface.

Agent pathogène : Tout organisme vivant qui cause une maladie[3].

Alluvial : Lié aux processus ou aux matières associés au transport ou au dépôt provoqués par l'eau courante.

Anaérobie : Se rapporte à l'absence d'oxygène, se déroule en l'absence d'oxygène ou est provoqué par l'absence d'oxygène[3].

Anammox : Abréviation d'oxydation anaérobie de l'ammonium. Processus microbien du cycle de l'azote.

Anoxique : Dépourvu d'oxygène dissous. On observe généralement cette condition dans les zones où les échanges d'eau sont limités.

Aquifère à nappe libre : Aquifère dont la limite supérieure correspond à la surface de la nappe[7].

Aquifère peu profond : Aquifère (habituellement à nappe libre) situé près de la surface émergée.

Aquifère régional : Aquifère qui s'étend sur de grandes superficies ou un groupe d'aquifères pratiquement indépendants qui ont tant de caractéristiques en commun que les études de quelques-uns de ces aquifères permettent d'établir des principes et des facteurs hydrogéologiques communs qui contrôlent la présence, le mouvement et la qualité de l'eau souterraine à travers ces types d'aquifères.

Aquifère : Formation géologique (ou groupe de formations géologiques) suffisamment poreuse et suffisamment perméable pour pouvoir transférer de l'eau à une vitesse suffisante pour alimenter une source ou un puits[5].

Assainissement : Mesures prises pour intervenir en cas de rejet de matière dangereuse ou de risque de rejet qui pourrait avoir une incidence sur la santé humaine ou l'environnement. Par exemple, élimination de la pollution ou des contaminants des milieux naturels tels que le sol, l'eau souterraine, les sédiments ou l'eau de surface[1].

Atténuation (des contaminants) : Peut être divisée en deux composantes : physique ou chimique. L'atténuation physique représente la dilution et la dispersion de concentrations de contaminants dans les eaux de surface ou dans les eaux souterraines. L'atténuation chimique constitue l'assemblage collectif de réactions qui provoque la diminution des concentrations de contaminants dans les eaux de surface ou dans les eaux souterraines. L'atténuation des produits chimiques est compliquée et s'applique à une catégorie particulière de contaminants[6].

Bactéries coliformes : Bactéries qui sont naturellement présentes dans l'environnement et dont la présence indique que d'autres bactéries potentiellement nocives pourraient être présentes[1].

Bassin versant : Zone terrestre drainée par une rivière ou un cours d'eau[3].

Benthique : Présent au fond des plans d'eau : lacs, cours d'eau.

Besoins scientifiques : Domaines où il existe un manque de compréhension concernant la manière dont le système fonctionne, comme les processus de base ou les relations entre les composantes du système.

Bilan hydrologique : Mouvement de l'eau dans un cycle hydrologique qui peut être décrit par l'intermédiaire d'un bilan hydrologique. C'est un outil qui, lorsqu'on l'utilise correctement, permet à l'utilisateur de déterminer la source et la quantité d'eau s'écoulant dans un système. Du point de vue de l'eau souterraine, les principales composantes d'un bilan hydrologique sont l'infiltration, la contribution au débit de base, l'écoulement d'eau souterraine plus profonde en dehors de la zone d'étude et l'entrée d'eau souterraine[7].

Bioaccumulation : Séquestration biologique d'une substance à une concentration plus élevée que celle à laquelle elle est présente dans le milieu environnant. Peut également faire référence au processus par lequel une substance pénètre dans les organismes par les branchies, les tissus épithéliaux, l'alimentation ou d'autres sources[3].

Bioamplification : Processus par lequel les substances chimiques sont retenues dans les tissus corporels adipeux et dont la concentration augmente avec le temps. La bioamplification désigne l'augmentation cumulative des contaminants dans les tissus des espèces de niveaux trophiques supérieurs au fur et à mesure que les proies contaminées sont mangées[1].

Biote : Ensemble des organismes vivants d'un lieu donné[3].

Boues : Matières liquides et solides pompées à partir d'une fosse septique pendant les activités de nettoyage[1].

Calibrage du modèle : Processus permettant de produire des renseignements au cours du cycle de vie du projet qui aide à déterminer si un modèle et ses résultats analytiques sont d'une qualité suffisante pour servir de base à une décision[7].

Cartographie de la vulnérabilité de l'aquifère : Outil pouvant être utilisé pour protéger les ressources en eau souterraine et leur utilisation finale. Les cartes de la vulnérabilité de l'aquifère présentent les zones

où la contamination de l'eau de surface ou à la surface du sol est plus ou moins susceptible d'entraîner la contamination de l'eau souterraine.

Changement géomorphologique : Se rapporte aux changements dans la forme ou la configuration générale de la Terre ou des caractéristiques de sa surface[3].

Charge hydraulique : Hauteur d'une surface libre d'un plan d'eau au-dessus d'un point donné sous la surface[3].

Climat : Conditions météorologiques moyennes d'un lieu ou d'une région tout au long de la saison[7].

Colloïde : Fait référence aux très petites particules qui ne se dissolvent pas et qui sont dispersées dans un liquide en raison de leur petit format et de leur charge électrique[1].

Composés organiques volatils (COV) : Ces derniers sont composés de diverses substances chimiques ayant une tension de vapeur élevée à la température et pression ambiante moyenne. Parmi les exemples figurent le carburant automobile et les solvants à base de pétrole (y compris de nombreux solvants chlorés). De nombreux COV sont dangereux pour la santé ou nocifs pour l'environnement. Les COV sont nombreux, variés et omniprésents. Ils n'ont habituellement pas d'effets toxiques aigus, mais ont des effets néfastes à long terme sur la santé.

Conditions ambiantes des eaux souterraines : Caractéristiques de base relatives à la qualité de l'eau que l'on peut utiliser pour étudier les tendances à long terme des conditions des ressources. Les paramètres mesurés dans les programmes de surveillance de base fournissent un ensemble de données descriptives sur les conditions générales de l'eau souterraine[4].

Conductivité hydraulique : Capacité d'une roche, des sédiments ou d'autres matières à transférer l'eau. Exprimée en tant que volume d'eau présente au niveau de la viscosité cinématique existante, qui se déplacera dans une unité de temps et selon des unités de gradients hydrauliques à travers une aire mesurée aux angles appropriés par rapport à la direction du débit[3].

Conductivité : Qualité ou pouvoir de conduction et de transmission.

Contaminant de source diffuse : Substance provenant de sources diffuses telles que l'atmosphère, les routes et le ruissellement et qui pollue ou dégrade l'eau [3].

Contaminant de source ponctuelle : Toute substance qui dégrade la qualité de l'eau et qui provient d'emplacements précis comme des conduites de rejet, des fossés de drainage, des puits, des parcs d'engraissement ou des embarcations[3].

Contaminant : Substance indésirable, habituellement un élément, un composé ou un micro-organisme, qui est rejetée dans l'environnement par les activités humaines. Dans l'eau souterraine et l'eau de surface, les contaminants sont généralement présents en tant que solutés ou particules en suspension (p. ex. colloïdes). Ils incluent des substances synthétiques et des substances présentes à l'état naturel qui atteignent des concentrations anormalement élevées dans l'eau en raison des activités humaines. (voir contamination)

Contamination : Introduction de substances nocives appelées contaminants (voir ci-dessus) dans l'environnement en raison d'activités humaines. La contamination de l'eau souterraine peut se produire lorsque des substances synthétiques sont libérées à la surface ou dans le milieu superficiel, ou lorsque des substances présentes à l'état naturel sont rejetées dans les mêmes environnements par les activités humaines et les technologies. Des exemples de cette dernière situation comprennent l'extraction d'hydrocarbures et les eaux de formation des puits, ainsi que l'extraction du sel. La contamination peut être le résultat de réactions géochimiques dans ces milieux, lorsque, par exemple, les stériles miniers sont stockés à la surface, ou lorsque la surface libre de la nappe est abaissée.

Couche encaissante : Ensemble de matériaux imperméables ou beaucoup moins perméables situés, du point de vue stratigraphique, près d'au moins un aquifère et qui limite le mouvement de l'eau qui entre et qui sort des aquifères[3].

Cours d'eau infiltrant : Cours d'eau ou tronçon d'un cours d'eau dont une partie du débit s'infiltre dans le sol[2].

Cours d'eau : Terme général utilisé pour un plan d'eau courante; cours d'eau naturel contenant de l'eau pendant au moins une partie de l'année. En hydrologie, il est généralement appliqué à l'eau qui s'écoule dans un chenal naturel par opposition à un canal[9].

Cycle de l'eau : Mouvement continu de l'eau des océans vers l'atmosphère (par évaporation), de l'atmosphère vers la terre par la condensation et les précipitations, et de la terre vers la mer de nouveau (par écoulement fluvial)[7].

Débit d'étiage : Débit atteint dans un chenal de cours d'eau en période sèche.

Débit de base : Débit soutenu d'un cours d'eau, qui résulte habituellement de l'afflux d'eau souterraine, vers le chenal de cours d'eau[3].

Débit de pointe : Écoulementinstantané maximal d'un cours d'eau ou d'une rivière à un endroit donné. Il se produit généralement au niveau maximal ou près de ce dernier[9].

Dénitrification : Processus par lequel les formes oxydées d'azote, telles que le nitrate (NO_3^-), sont réduites pour former des nitrites, des oxydes d'azote, de l'ammoniac ou de l'azote libre. Découle couramment de l'action des bactéries dénitrifiantes et entraînent habituellement la libération d'azote dans l'air[3].

Dépôts fluvioglaciaires : Sédiments déposés par les cours d'eau alimentés par l'eau de fonte glaciaire.

Dépôts glaciaires : Sédiments qui sont déposés par les glaciers ou par l'eau de fonte glaciaire. Les formes de relief dominées par les dépôts glaciaires comprennent les moraines, les eskers, les plaines morainiques et les plaines des lacs glaciaires (voir également : till, dépôts fluvioglaciaires, dépôts glaciolacustres, esker, moraine).

Dépôts glaciolacustres : Sédiments déposés par les lacs alimentés par l'eau de fonte glaciaire.

Dispersion : Ampleur dans laquelle une substance (soluté, colloïde) introduite dans un système d'eau souterraine se propage partout dans le système[3].

Dissimilative (réduction des nitrates) : Réduction des nitrates ou des nitrites pour former des produits gazeux tels que l'azote, l'oxyde nitreux et l'oxyde nitrique; provoqué par les bactéries dénitrifiantes.

Doline : Dépression dans la surface du sol ou au fond du lac, avec ou sans effondrement du sol ou de la roche environnante, qui fournit un moyen à l'eau de surface de pénétrer dans le sol et d'ainsi entrer en contact avec l'eau souterraine. Les dolines permettent souvent ce contact de façon plutôt rapide et filtrent peu les contaminants que l'eau de surface peut contenir[7].

Drainage minier acide : Formation et mouvement d'eau fortement acide riche en métaux lourds. La formation de cette eau acide est provoquée par la réaction des produits chimiques de l'eau de surface (eau de pluie, fonte des neiges, flaques d'eau) et de l'eau de subsurface peu profonde avec des roches contenant des matières sulfurifères, entraînant ainsi la formation d'acide sulfurique. Les métaux lourds peuvent être lessivés des roches qui entrent en contact avec l'acide, un processus qui peut être fortement renforcé par l'action des bactéries. Les liquides qui en résultent peuvent être très toxiques et, lorsqu'ils se mélangent à l'eau souterraine, l'eau de surface et le sol, ils peuvent avoir des effets néfastes sur les humains, les animaux et les plantes[1].

Eau de surface : Eau située à la surface de la Terre dans les lacs, les rivières, d'autres cours d'eau et les milieux humides. Alors que l'eau se déplace dans un cycle (cycle hydrologique), l'eau souterraine et l'eau de surface sont échangées, en particulier par des processus d'émergence et de recharge.

Eau douce : Eau contenant moins de 1 000 milligrammes de matières solides dissoutes par litre (mg/L) [3].

Eau souterraine : Eau qui s'écoule ou s'infiltre vers le bas et qui sature le sol ou la roche et alimente les sources et les puits[9].

Eaux de ruissellement : Eaux qui s'écoulent sur la terre plutôt que de s'infiltrer dans le sol. Les eaux de ruissellement sont plus abondantes après de fortes pluies ou la fonte des neiges. Elles peuvent ramasser

et transporter des contaminants provenant des sites d'enfouissement, des fermes, des égouts, de l'industrie et d'autres sources[7].

Eaux pluviales : Précipitations qui ne s'infiltrent pas dans le sol ou qui ne s'évaporent pas en raison des surfaces imperméables, mais qui s'écoulent plutôt sur des terres adjacentes ou dans des cours d'eau, ou qui sont dirigées vers des drains ou des égouts[1].

Échancrure : Retrait dans une ligne de côte qui forme une baie.

Échelle : Série graduée ou modèle ou ordre de classement[7].

Écosystème : Communauté naturelle de plantes et d'animaux dans un environnement physique particulier relié par un flux de matières à l'échelle de la section non vivante (abiotique) et vivante (biotique) du système[7].

Écoulement à non-saturation : Mouvement de l'eau dans un milieu poreux dans lequel les espaces poraux ne sont pas complètement remplis avec de l'eau[3].

Écoulement de subsurface : Eaux de ruissellement qui s'infiltrent dans le sol et qui se déplacent vers les cours d'eau sous forme de nappes suspendues peu profondes au-dessus du niveau principal des eaux souterraines.

Écoulement de surface : Écoulement de l'eau de pluie ou de la neige fondue sur la surface du sol vers les chenaux de cours d'eau[3].

Écoulement restitué : Partie de l'eau d'irrigation qui n'est pas éliminée par évapotranspiration et qui retourne à sa source ou dans un autre plan d'eau[3].

Écoulement : Débit sortant provenant, par exemple, de l'émergence de l'eau souterraine.

Effets cumulatifs : Changements qu'une action, conjuguée à d'autres actions humaines passées, présentes et futures, entraîne sur l'environnement[8].

Effluent : Débit sortant provenant d'une source particulière, comme un cours d'eau qui s'écoule d'un lac, ou des déchets liquides qui s'écoulent d'une usine ou d'une usine de traitement des eaux usées[3].

Éléments nutritifs : Tout composé inorganique ou organique nécessaire pour maintenir la vie végétale[3].

Émergence de l'eau souterraine : Écoulement de l'eau souterraine vers le milieu superficiel, où elle entre dans les plans d'eau ou les sols saturés, et est parfois détectable sous forme de suintements ou de sources.

Enneigement : Accumulation saisonnière de neige qui fond[11].

Érosion : Processus par lequel les matières de la croûte terrestre sont désagrégées, dissoutes ou usées et se déplacent simultanément d'un lieu à l'autre[3].

Esker : Longue crête ou monticule de sable, de gravier ou d'autres sédiments, qui suit généralement un cours sinueux et qui a été déposé par un cours d'eau qui s'écoule au-dessus, dans ou au-dessous d'un glacier stagnant ou en recul ou d'une nappe glaciaire.

Eutrophisation : Processus par lequel l'eau est enrichie en éléments nutritifs pour les végétaux, le plus couramment du phosphore et de l'azote[3].

Évapotranspiration : Processus par lequel l'eau est rejetée dans l'atmosphère en raison de l'évaporation à partir du sol et des plans d'eau de surface, et de la transpiration des plantes[3].

Exposition : Contact entre un agent chimique, physique ou biologique et la limite extérieure d'un organisme. L'exposition est quantifiée comme étant le volume d'un agent disponible aux limites d'échange de l'organisme (p. ex. peau, poumons, intestin)[1].

Fluvial : Qui se rapporte à une rivière ou à un cours d'eau[3].

Fracturation hydraulique : Processus de stimulation du puits utilisé pour maximiser l'extraction de ressources souterraines, notamment le pétrole, le gaz naturel, l'énergie géothermique et même l'eau[1].

Géographie physique : Étude ou description des formes de relief.

Géologie du substratum rocheux : Étude de la roche solide située sous les matériaux de surface non consolidés. Fait également référence à la description des types de substratum rocheux[7].

Géologie : Science de la composition, de la structure et de l'histoire de la Terre. La géologie inclut donc l'étude des matières dont est faite la Terre, des forces qui agissent sur ces matières et des structures qui en résultent[7].

Géomorphologie : Étude scientifique de l'origine des caractéristiques terrestres, fluviales et océaniques sur la surface de la Terre[7].

Glaciation : Couverture d'une région, ou action sur cette région, par une nappe glaciaire ou par les glaciers[7].

Gradient hydraulique : Changement dans la charge hydraulique par unité de distance dans une direction donnée[3].

Gradient : Changement dans la valeur d'une quantité (p. ex. température ou concentration), avec un changement dans une variable donnée et, en particulier, par unité de distance dans une direction précise[11].

Grands Lacs : Les cinq (grands) lacs situés au Canada et aux États-Unis : lac Ontario, lac Supérieur, lac Huron, lac Érié et lac Michigan.

Habitat essentiel (pour les espèces aquatiques) : « L'habitat essentiel est nécessaire à la survie ou au rétablissement des espèces sauvages. Il peut s'agir d'une aire de reproduction connue, de croissance ou d'alimentation. Pour les espèces en péril, cet habitat est d'une importance capitale »[12].

Habitat préférentiel : Habitat choisi par un organisme de préférence à d'autres habitats.

Habitat thermique : Zone écologique qui s'inscrit dans les tolérances thermiques d'une espèce particulière.

Habitat : Partie de l'environnement physique dans lequel vit une plante ou un animal[3].

Hydraulique (propriété) : En ce qui concerne l'eau souterraine, les propriétés d'une roche ou des sédiments qui gouvernent l'entrée de l'eau et la capacité à retenir, à transférer ou à délivrer l'eau, comme la porosité, la porosité efficace, la rétention spécifique, la perméabilité et les directions des perméabilités maximales et minimales[1].

Hydrogéologie : Étude du mouvement et des interactions de l'eau souterraine dans les matériaux géologiques.

Hydrogéologique : Adjectif qui se rapporte à l'hydrogéologie d'un système.

Hydrogramme : Graphique présentant une variation dans l'élévation de l'eau, la vitesse, l'écoulement ou d'autres propriétés de l'eau concernant le temps[3].

Hydrologie : Science qui s'intéresse à l'eau présente dans l'atmosphère, à la surface du sol et sous terre[3].

Hydrologique (propriété) : Se rapporte à l'hydrologie d'un système (p. ex. bassin versant).

Hyporhéos : Ensemble d'organismes aquatiques qui se sont adaptés à la zone hyporhéique et qui y vivent.

Ichthyoplancton : Œufs, alevins et larves de poissons.

Impact : Souvent considéré comme étant la conséquence ou l'effet, l'impact devrait être mesurable et fondé sur un ensemble convenu d'indicateurs.

Incertitudes : Lacunes connues dans les données ou les renseignements sur les méthodes d'évaluation, ou carences dans ces méthodes. Elles reflètent le degré de confiance dans les données utilisées pour

comprendre le comportement d'un objet, d'un processus ou d'un phénomène naturel, ou pour prédire un résultat futur basé sur des scénarios.

Inertie thermique : Le degré de lenteur avec laquelle la température d'un corps se rapproche de celle de son environnement et qui dépend de son absorptivité, de sa chaleur spécifique, de sa conductivité thermique, de ses dimensions et d'autres facteurs[11].

Infiltration : Mouvement descendant de l'eau depuis l'atmosphère dans le sol et la roche poreuse[3].

Infrastructures : Système d'ouvrages publics d'un pays, d'un état ou d'une région[11].

Inorganique : Qui ne contient pas de carbone; matière autre que les plantes ou les animaux[3].

Invertébrés benthiques : Petits organismes aquatiques vivant dans les sédiments des cours d'eau et qui constituent un bon indicateur de la qualité de l'eau et de la santé du cours d'eau[7].

Invertébrés : Animaux qui n'ont pas de squelette ou de colonne vertébrale[3].

Karst urbain : « Systèmes denses (en trois dimensions) principalement cachés de réseaux urbains d'eau qui incluent un réseau potentiellement important de cours d'eau d'amont enfouis, donnant lieu à un réseau hautement connecté dans lequel les écoulements (lents) d'eau souterraine sont disséminés avec des écoulements plus rapides d'eau souterraine et de surface qui ressemblent à un système hydrologique karstique ». http://besurbanlexicon.blogspot.ca/2012/07/urban-karst.html

Karst : Type de relief qui résulte de la dissolution et de l'effondrement des roches carbonatées telles que la pierre à chaux, la dolomite et le gypse. Il est caractérisé par des dépressions fermées ou des dolines, des grottes et un système de drainage souterrain[3].

Lacune en matière de renseignements : On considère que les lacunes dans les renseignements sont un manque de données plutôt qu'un manque de compréhension scientifique, ce qui signifie que l'on sait comment fonctionne le système, mais que les données ou les mesures sont insuffisantes pour répondre aux questions posées. Pour répondre aux besoins scientifiques, il faut souvent combler diverses lacunes en matière de renseignements en premier lieu, mais parfois, l'inverse est possible, lorsque les lacunes dans les renseignements existent et que la science ne dispose pas des techniques ou de la capacité de mesurer et de recueillir les renseignements nécessaires.

Lacunes dans les connaissances : Manque de documents référencés ou d'expertise pour évaluer certaines caractéristiques d'un bassin versant précis qui peut être adéquatement décrit sans données tabulaires ou spatiales.

Lessivage : Enlèvement des matières en solution provenant du sol ou de la roche; fait également référence au transport des pesticides ou des éléments nutritifs des surfaces du sol vers l'eau souterraine[3].

Limite thermique : Plage de températures de l'eau supérieures et inférieures à l'extérieur desquelles les activités métaboliques sont limitées, entraînant ainsi la mort.

Liquide dense en phase non aqueuse (DNAPL) : Groupe de substances chimiques insolubles et plus denses que l'eau[1].

Liquide en phase non aqueuse (NAPL) : Groupe de substances chimiques insolubles dans l'eau, notamment les NAPL légers et denses.

Lixiviat : Liquide qui a percolé dans un sol contenant des substances solubles et qui contient une certaine quantité de ces substances en solution[3].

Local, échelle locale : Faisant partie d'un lieu particulier, lié à un lieu particulier ou caractéristique d'un lieu particulier[11].

Lotique : Qui se rapporte ou ressemble à une rivière[7].

Macroinvertébré : Animal visible à l'œil nu qui n'a pas de squelette ou de colonne vertébrale.

Macrophyte : Grande plante aquatique visible à l'œil nu.

Macropore : Tout pore suffisamment large pour permettre à l'eau de s'écouler sans obstacle par diffusion capillaire.

Météorisation : Processus par lequel la couleur, la texture, la composition ou la forme (avec peu de transport ou aucun) des matériaux terrestres ou rocheux changent en raison de l'exposition aux agents atmosphériques[3].

Microbien : Relatif à un micro-organisme, appartenant à un micro-organisme ou caractéristique d'un micro-organisme.

Micro-organisme : Organisme microscopique, comme des bactéries, des virus et des algues.

Milieu humide : Terre recouverte d'eaux peu profondes de façon saisonnière ou permanente; terre où la nappe phréatique est située à la surface ou près de cette dernière. Dans les deux cas, la présence d'eau abondante a provoqué la formation de sols hydriques et a favorisé la dominance de plantes hydrophytes ou de plantes tolérantes à l'eau. Les quatre principaux types de milieux humides sont les marécages, les marais, les tourbières oligotrophes et les tourbières minérotrophes[7].
Modèle : Ensemble de concepts présenté sous la forme d'équations ou de termes statistiques qui illustre le comportement d'un objet, d'un processus ou d'un phénomène naturel[7].

Modélisation à l'échelle régionale : Modélisation réalisée à une (vaste) échelle régionale ou pour une région particulière.

Moments chauds : Courtes périodes qui présentent une activité biogéochimique élevée, de façon disproportionnée, par rapport à des périodes d'intervention plus longues (voir les points chauds) [McClain *et al*., 2003].

Moraine : Monticule, crête ou autre accumulation distincte de dépôt glaciaire non trié et non stratifié, principalement du till, essentiellement déposé par l'action directe de glace glaciaire[3].

Niche thermique : Fourchette de températures de l'eau privilégiée des organismes.

Nid de salmonidés : Nid de frai fait par un poisson, en particulier un saumon ou une truite.

Nitrification : Processus microbien par lequel les composés azotés réduits (principalement de l'ammoniac) sont oxydés de façon séquentielle en nitrites et en nitrates[1].

Non consolidé : Terme utilisé pour décrire les dépôts de sédiments faiblement liés qui remplissent généralement des zones topographiquement basses.

Nouveaux contaminants : Il est possible qu'il ne s'agisse pas de « nouveaux » composés, mais des progrès dans les techniques analytiques indiquent qu'ils sont désormais détectés à des fréquences ou des concentrations extrêmement différentes de ce qui est prévu, et l'on ne sait rien, ou peu de choses, au sujet de leurs effets sur l'environnement. Le tableau 3.4 présente des exemples de nouveaux contaminants. Par définition, les substances chimiques continuent d'être ajoutées à la liste des nouveaux contaminants et, par conséquent, il n'existe pas de liste unique reprenant les nouveaux contaminants[1].

Organique : Contenant du carbone, et possiblement aussi de l'hydrogène, de l'oxygène, du chlorure, de l'azote et d'autres éléments[3].

Organisme : Élément vivant, comme un vertébré, un insecte, une plante ou une bactérie.

Organismes interstitiels (biote) : Organismes qui vivent dans les espaces poraux entre les grains d'un sédiment.

Oxique : Processus, condition ou environnement dans lequel l'oxygène est impliqué ou est présent.

Paléodonnées : Données issues d'anciennes périodes géologiques particulières.

Partage : Répartition d'un soluté réactif entre la solution et d'autres phases.

Pente : Inclinaison naturelle ou artificielle d'un terrain.

Percolation : Mouvement descendant de l'eau dans le sol à travers le sol poreux et la roche fissurée ou meuble[7].

Périphyton : Micro-organismes qui recouvrent les roches, les plantes et d'autres surfaces au fond des lacs[3].

Perméabilité : Capacité d'une roche à transmettre un liquide; mesure de la facilité relative avec laquelle un milieu poreux peut transmettre un liquide[3].

Perméable : Pouvantêtre imprégné ou pénétré, en particulier par des liquides ou des gaz.

Points chauds : Zones localisées dans la subsurface (sol, sédiment) qui présentent une activité biogéochimique disproportionnellement élevée par rapport à la zone environnante (McClain *et al.*, 2003).

Poisson d'eaux froides : Poisson qui a besoin de températures quotidiennes maximales moyennes de moins de 20±1 °C. Les valeurs du critère de température maximale varient légèrement entre les systèmes de classification utilisés en Ontario (19 °C : Pêches et Océans Canada, 2008) et au Michigan et au Wisconsin (20,7 °C: Lyons et al., 2009). Les poissons d'eaux froides et d'eaux chaudes sont aussi définis selon d'autres critères de températures.

Porosité : Ratio, habituellement exprimé en pourcentage, du volume total des vides d'un milieu poreux donné par rapport au volume total d'un milieu poreux.

Précipitations : Toutes les formes, ou une en particulier, de particules qui tombent de l'atmosphère, comme la pluie, la neige, la grêle et le grésil[3].

Processus naturels : Processus se produisant dans la nature et qui ne résultent pas de l'activité humaine. Par exemple, l'érosion le long d'un cours d'eau qui fournit une source d'eau potable ou le lessivage des métaux naturellement présents du substratum rocheux dans l'eau souterraine[7].

Productivité (biologique) : Taux de production, concernant en particulier les aliments ou l'énergie solaire, par des organismes producteurs[7].

Puits (d'eau potable) : Structure artificielle créée pour accéder à l'eau de subsurface en tant que source d'eau potable.

Puits (municipal) : Structure artificielle conçue pour accéder à l'eau de subsurface en tant que source d'eau potable municipale.

Puits (pompage) : Puits activement utilisé pour extraire de l'eau du sol à l'aide d'une pompe.

Puits (profond) : Puits creusé et construit dans un aquifère profond (habituellement confiné).

Puits (surveillance) : Fournit un point d'accès pour mesurer les niveaux d'eau souterraine et pour permettre le prélèvement d'échantillons d'eau souterraine qui représentent précisément les conditions de l'eau souterraine *in situ* au point précis de l'échantillonnage[1].

Récepteur : Cible exposée risquant de subir un impact potentiel[7].

Recharge de la nappe phréatique : Réapprovisionnement des eaux souterraines par le mouvement de l'eau vers la nappe phréatique depuis les sols ou les plans d'eau de surface par a) des processus naturels, comme l'infiltration des précipitations et de la neige fondue à travers le sol, et l'infiltration de l'eau de surface provenant des lacs, des cours d'eau et des terres humides, et b) en raison des interventions humaines, telles que l'utilisation des systèmes de gestion des eaux pluviales[7].

Refuge : Zone dans laquelle une population d'organismes peut survivre pendant une période de conditions non favorables (p. ex. eaux trop chaudes durant les mois d'été).

Refuge thermique : Zone typiquement associée à des apports en eau souterraine ou hyporhéique à l'intérieur d'un chenal de cours d'eau, à des apports en eaux plus fraîches par des affluents ou des sources ou des zones d'eau fraîche plus petites associées aux berges sapées ou à des éléments semblables où la présence de sols entraîne un refroidissement important de l'eau. De telles zones peuvent offrir un abri ou une protection pour les espèces tributaires de l'eau froide.

Régime thermique : Comportement caractéristique et profil de température[7].

Réseau d'égout unitaire : Égout qui achemine les eaux usées sanitaires et les eaux pluviales.

Réservoir de stockage souterrain : Récipient situé sous la surface du sol, mais pas dans un bâtiment, qui est utilisé pour stocker du carburant ou des produits chimiques.

Rétablissement : Modification de la fonction et de la structure existantes d'un habitat de manière à qu'il soit semblable aux conditions historiques.

Rigole de drainage biologique : Chenal relativement large, peu profond et ouvert, généralement végétalisé avec des graminées à gazon, avec une légère pente. Ces systèmes sont conçus pour laisser l'eau s'écouler lentement à travers les graminées à gazon. La rugosité du gazon ralentit la vitesse du ruissellement et permet la filtration et le dépôt des matières en suspension. Le volume du ruissellement peut également être réduit par l'infiltration en fonction de la porosité des sols sous-jacents. Les rigoles peuvent comporter des drains de sortie qui transportent l'excès d'eau de ruissellement provenant des sols saturés[1].

Ruissellement de surface : Eaux de ruissellement qui se déplacent sur la surface du sol vers le chenal de cours d'eau le plus près[3].

Salmonidé : Tout poisson de la famille (*Salmonidae*) qui est osseux et de forme allongée (saumon, omble, ombre commun, corégone, etc.) et dont les trois dernières vertèbres sont retournées[11].

Sédiments : Particules, provenant des roches ou des matériaux biologiques, qui ont été transportées par un liquide ou un autre processus naturel, en suspension ou déposées dans l'eau[3].

Seiche : Oscillation de la surface d'un plan d'eau confiné (comme un lac) qui varie de périodes allant de quelques minutes à plusieurs heures[11].

Solubilité : Fait référence à la quantité totale d'espèces de solutés qui resteront indéfiniment en solution maintenue à une température et à une pression constantes, en contact avec les cristaux solides desquels proviennent les solutés.

Soluté : Substance dissoute dans une autre substance, formant ainsi une solution[9].

Sorption : Tous les processus qui retirent les solutés des phases liquides et qui les concentrent dans ou sur les surfaces des phases solides. (La forme verbale est « fixer ».)

Source diffuse : Source (de toute matière transportée par l'eau) provenant d'une vaste zone plutôt que de points précis[3].

Source ponctuelle : Provenant de toute source précise[3].

Source : Plan d'eau formé lorsque le côté d'une colline, le fond d'une vallée ou une autre excavation croise un plan d'eau souterraine qui s'écoule au niveau de la nappe phréatique ou sous cette dernière, en dessous de laquelle les matières de subsurface sont saturées d'eau[9].

Sous-bassin versant : Zone drainée par un affluent individuel dans le principal cours d'eau d'un bassin versant[7].

Station d'épuration des eaux usées : Installation qui traite les eaux usées sanitaires. Également appelée usine de traitement des eaux usées[7].

Sténotherme : Ne pouvant survivre que dans une petite plage de températures.

Stockage dans les rives : Changement dans la quantité d'eau stockée en tant qu'eau souterraine (souvent dans un aquifère) adjacente à un plan d'eau de surface qui résulte d'un changement dans le niveau du plan d'eau de surface[3].

Substratum rocheux : Terme général utilisé pour désigner la roche solide située sous les sols ou d'autres matériaux non consolidés[3].

Subsurface : Sous la surface du sol, synonyme de souterrain.

Surface de suintement : Petite zone où l'eau monte lentement vers la surface du sol[3].

Surface libre de la nappe : Partie supérieure de la couche d'eau dans la partie saturée d'un aquifère[9].

Surveillance : Observation, mesure ou échantillonnage répétés à un site, selon un calendrier ou en fonction d'un événement, dans un but particulier[3].

Système d'écoulement souterrain : Volume de la subsurface dans laquelle l'eau souterraine s'écoule de manière relativement uniforme (c.-à-d. veines d'écoulement subparallèles), généralement des zones de recharge vers les zones d'émergence. On considère que le système d'écoulement est peu profond si l'ensemble de l'écoulement de l'eau souterraine se produit à des distances peu profondes. Il s'agit d'un système d'écoulement profond si une bonne partie de l'écoulement de l'eau souterraine se produit dans la subsurface profonde.

Système de drainage : Drains construits par tout type de moyens, y compris les travaux nécessaires pour réguler la nappe phréatique[7].

Temps de déplacement : Peut faire référence à l'eau souterraine ou bien à un contaminant dans l'eau souterraine. Le temps de déplacement de l'eau souterraine est une estimation du temps requis pour qu'un volume unitaire d'eau souterraine se déplace d'un point spécifique le long de sa voie d'écoulement dans la subsurface vers un autre. Le temps de déplacement d'un contaminant dans l'eau souterraine est le temps estimé pour que ce contaminant se déplace le long de la même voie d'écoulement. Il peut être plus long que le temps de déplacement de l'eau souterraine en raison de l'atténuation.

Temps de séjour de l'eau souterraine : Durée pendant laquelle l'eau reste dans la partie d'eau souterraine du cycle hydrologique[10].

Terrestre : Vivant ou poussant sur la terre[7].

Tête de puits : Partie supérieure d'une structure construite sur un puits; point où l'eau sort du sol[1].

Thermique : Relatif à la chaleur, lié à la chaleur ou causé par la chaleur[11].

Till : Argile rigide non stratifiée chargée en pierres provenant de particules de roche finement broyées qui ont été déposées par l'activité glaciaire[7].

Topographie : Configuration générale d'une surface du sol ou de toute partie de la surface de la Terre, y compris son relief et la position de ses éléments naturels et d'origine humaine[3].

Transport (par l'eau souterraine) **:** Mouvement des substances (principalement des solutés et des colloïdes) le long des voies d'écoulement de l'eau souterraine.

Transport des particules : Mouvement des particules dans l'eau de subsurface[3].

Tronçon à écoulement parallèle (échange nul) : Tronçon d'un cours d'eau où il n'y a aucun échange entre les eaux souterraines et les eaux de surface dans le lit du cours d'eau (c.-à-d. qu'il n'absorbe pas d'eau de surface, ni n'en perd). L'eau souterraine s'écoule parallèlement au chenal du cours d'eau et n'y entre pas.

Tronçon à la fois absorbant et infiltrant : Tronçon d'un cours d'eau, d'un étang ou d'un lac où l'eau souterraine émerge dans l'eau de surface d'un côté (absorption d'eau souterraine), mais où l'eau de surface du cours d'eau ou du lac s'écoule dans la subsurface (p. ex. aquifère) de l'autre côté du plan d'eau de surface (infiltration de l'eau de surface).

Tronçon absorbant : Cours d'eau ou tronçon d'un cours d'eau dont le débit augmente en raison de l'apport d'eau souterraine[2].

Utilisation des terres : Utilisation particulière d'un espace à la surface du sol, ou près de cette dernière, avec des activités associées, des substances ou des événements liés à la désignation particulière de l'utilisation des terres [7].

Voie d'écoulement préférentielle (eau souterraine) : Fait référence au mouvement irrégulier et souvent rapide de l'eau et des solutés à travers le milieu poreux, généralement le sol, caractérisé par des zones de flux plus important de sorte qu'une petite fraction du milieu (comme les trous de vers, les trous de

racines, les fissures) joue un rôle dans une bonne partie de l'écoulement, ce qui permet le transport bien plus rapide de divers contaminants, y compris les pesticides, les éléments nutritifs, les métaux traces et les agents pathogènes.

Voie d'écoulement : Voie souterraine où s'écoule l'eau souterraine, qui s'étend d'une zone de recharge (entrée) à une zone d'émergence (sortie), telle qu'un cours d'eau peu profond[3].

Voies d'écoulement intergranulaires : Voies d'écoulement des eaux souterraines dans les espaces poraux entre les grains de sédiments.

Voies d'écoulement peu profondes (de l'eau souterraine) : Voie souterraine permettant le mouvement de l'eau souterraine près de la surface du sol.

Voies interlacustres des Grands Lacs : Les grandes rivières qui relient les Grands Lacs, dont les rivières Sainte-Marie, Sainte-Claire, Détroit, Niagara et le fleuve Saint-Laurent.

Volatilisation : Fait de rendre volatil; ou de transformer en vapeur[11].

Zone d'émergence : Zone où l'eau de subsurface émerge vers la surface du sol, l'eau de surface ou l'atmosphère[3].

Zone de captage du puits : Zone dans l'aquifère qui contribuera à l'eau d'un puits au cours d'une certaine période. On la mesure souvent en jours et en années. La zone à la surface du sol est souvent incluse si la période choisie est plus longue que le temps de voyage de l'eau dans l'aquifère et si la zone de recharge est intégrée[7].

Zone de captage : Aire de drainage de l'eau souterraine et de l'eau de surface depuis laquelle un terrain boisé, une terre humide ou un cours d'eau prend son eau[7].

Zone de drainage : La zone de drainage d'un cours d'eau à un endroit donné correspond à la zone, mesurée dans un plan horizontal, qui est entourée par la ligne de partage des eaux[3].

Zone de transition (pour l'échange entre les eaux souterraines et les eaux de surface) : Zone de transition entre un système dominé par les eaux souterraines vers un système dominé par les eaux de surface. Elle inclut, sans s'y limiter, la zone où l'eau souterraine et l'eau de surface se mélangent, ainsi que toute interface entre l'eau souterraine et l'eau de surface qui peut être présente. Elle s'applique à tous les types de plans d'eau de surface en contact avec l'eau souterraine. La zone de transition est une zone biogéochimique dynamique et active qui a la capacité de modifier la qualité des eaux souterraines qui la traversent (p. ex., atténuation de certains contaminants et éléments nutritifs).

Zone hyporhéique : Zone de transition saturée entre les plans d'eau de surface et d'eau souterraine qui tire ses propriétés physiques et biogéochimiques spécifiques du mélange actif de l'eau de surface et de l'eau souterraine pour fournir un habitat et un refuge potentiel pour les espèces obligatoires et facultatives.

Zone non saturée : Zone de subsurface située au-dessus de la nappe phréatique dans laquelle les espaces poraux peuvent contenir de l'air et de l'eau[3].

Zone saturée : Zone de subsurface dans laquelle tous les interstices ou vides sont remplis d'eau sous pression supérieure à celle dans l'atmosphère[3].

Zone vadose : Zone entre la surface du sol et la surface de la nappe; zone non saturée.

Zones riveraines (zones) : Zones végétalisées situées près d'un plan d'eau, ou dans ce dernier, qui contribuent directement ou indirectement à l'habitat du poisson en fournissant diverses fonctions telles que de l'ombre, un couvert et des zones de production de nourriture[7].

Références

Adegbulugbe AJ, Alcamo D, Herbert EL, Rovere L, Nakicenovic N, Pitcher H, Raskin P, Riahi K, Sankovski A, Sokolov V, et al. 2001. IPCC third assessment report - climate change 2001: mitigation. Cambridge: Cambridge University Press. Chapter 2, Greenhouse gas emission mitigation scenarios and implications.

Allen DM, Cannon AJ, Toews MW, Scibek J. 2010. Variability in simulated recharge using different GCMs. Water Resour Res. 46: 1–18.

Almasri MN. 2007. Nitrate contamination of groundwater: a conceptual management framework. Environ Impact Asses. 27: 220–242.

Anderson KA, Downing JA. 2006. Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen, phosphorus and silicon in an agricultural region. Water Air Soil Poll. 176: 351–374.

Anderson T, Lewis C. 2012. A new water-level history for Lake Ontario basin: evidence for a climate-driven early Holocene lowstand. J Paleolimnol. 47 (3): 513–530.

Anwar N, Robinson C, Barry DA. 2014. Influence of tides and waves on the fate of nutrients in a nearshore aquifer: numerical simulations. Adv Water Resour. 73: 203–213.

Aravena R, Robertson WD. 1998. Use of multiple isotope tracers to evaluate denitrification in ground water: study of nitrate from a large-flux septic system plume. Ground Water 36 (6): 975–982.

Arnold JG, Moriasi DN, Gassman PW, Abbaspour KC, White MJ, Srinivasan R, Santhi C, Harmel RD, van Griensven A, Van Liew MW, Kannan N, Jha MK. 2012. SWAT: model use, calibration, and validation. T Am Soc Agr Biol Eng. 55 (4): 1491–1508.

Bachman J, Lindsey B, Brakebill J, Powars DS. 1998. Ground-water discharge and base-flow nitrate loads of nontidal streams, and their relation to a hydrogeomorphic classification of the Chesapeake Bay watershed, Middle Atlantic Coast. Baltimore (MD): US Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98–4059. 77 p.

Bäckström M, Karlsson S, Bäckman L, Folkeson L, Lind B. 2004. Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. Water Res. 38 (3): 720–732.

Bain JG, Blowes DW, Robertson WD, Frind EO. 2000. Modelling of sulfide oxidation with reactive transport at a mine drainage site. J Contam Hydrol. 41: 23–47.

Baker Engineering Inc. 1988. Investigation of disposal options for Menominee - Marinette Harbor, Michigan and Wisconsin. Contract No. DACW35-85-D-0014. Prepared for the U.S. Army Corps of Engineers, Detroit District.

Balderacchi M, Benoit P, Cambier P, Eklo OM, Gargini A, Gemitzi A, Gurel M, Kløve B, Nakic Z, Predaa E, Ruzicic S, Wachniew P, Trevisan M. 2013. Groundwater pollution and quality monitoring approaches at the European level. Crit Rev Environ Sci Technol. 43 (4): 323–408.

Barton, DR, Howell T, Fetsch CL. 2013. Ecosystem changes and nuisance benthic algae on the southeast shores of Lake Huron. J Great Lakes Res. 39: 602–611.

Baruffi F, Cisotto A, Cimolino A, Ferri M, Monego M, Norbiato D, Cappelletto M, Bisaglia M, Pretner A, Galli A, et al. 2012. Climate change impact assessment on Veneto and Friuli plain groundwater: Part I: an integrated modeling approach for hazard scenario construction. Sci Total Environ. 440: 154–166.

Beak Consultants Ltd. 1992. Slag disposal site investigation at Algoma Steel Corporation: volumes 1 and 2. Rapport du ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Beck, EC. 1979. The Love Canal tragedy. U.S. Environmental Protection Agency Journal. Accès : http://www2.epa.gov/aboutepa/love-canal-tragedy.

Benner SG, Smart EW, Moore JN. 1995. Metal behavior during surface-groundwater interaction, Silver Bow Creek, Montana. Environ Sci Technol. 29 (7): 1789–1795.

Biddanda B, Coleman D, Johengen T, Ruberg S, Meadows G, Sumeren H, Rediske R, Kendall S. 2006. Exploration of a submerged sinkhole ecosystem in Lake Huron. Ecosystems. 9: 828–842.

Bindoff N, Stott P, AchutaRao K, Allen M, Gillett N, Gutzler D, Hansingo K, Hegerl G, Hu Y, Jain S, et al. 2013. Climate change 2013: the physical science basis. In: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex VM, editors. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press. Chapter 10, Detection and attribution of climate change: from global to regional.

Blanchfield PJ, Ridgway MS. 1997. Reproductive timing and use of redd sites by lake-spawning brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Can J Fish Aquat Sci. 54: 747–756.

Blasland, Bouck and Lee Inc. 1995. Ground water investigation. Techumseh Products Company, Sheboygan River and Harbor Superfund site report.

Bloomfield J, Williams R, Gooddy D, Cape J, Guha P. 2006. Impacts of climate change on the fate and behaviour of pesticides in surface and groundwater—a UK perspective. Sci Total Environ. 369: 163–177.

Blowes DW, Gillham RW. 1988. The generation and quality of streamflow on inactive uranium tailings near Elliot Lake, Ontario. J Hydrol. 97 (1): 1–22.

Bobba AG, Joshi SR. 1988. Groundwater transport of radium-226 and uranium from Port Granby waste management site to Lake Ontario. Nucl Chem Waste Man. 8: 199–209.

Bobba AG. 2007. Groundwater development and management of coastal aquifers (including island aquifers) through monitoring and modeling approaches. In: Thangarajan M, editor. Groundwater resource evaluation, augmentation, contamination, restoration, modeling and management. Dordrecht (NL): Springer. p. 283–333.

Böhlke JK, Smith RL, Miller DN. 2006. Ammonium transport and reaction in contaminated ground water: application of isotopic tracers and isotope fractionation studies. Water Resour Res. 42: 1–19.

Boulton AJ, Findlay S, Marmonier P, Stanley EH, Valett M. 1998. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. Annu Rev Ecol Syst. 29: 59–81.

Briggs MA, Lautz LK, Hare DK. 2014. Residence time control on hot moments of net nitrate production and uptake in the hyporheic zone. Hydrol Process. 28 (11): 3741–3751.

Brooks G, Medioli B, Telka A. 2012. Evidence of early Holocene closed-basin conditions in the Huron-Georgian basins from within the North Bay outlet of the upper Great Lakes. J Paleolimnol. 47 (3): 469–492.
Brown C, Werick W, Leger W, Fay D. 2011. A decision-analytic approach to managing climate risks: application to the upper Great Lakes. J Am Water Res Assoc. 47 (3): 524–534.
Brown P, DeGaetano A. 2011. A paradox of cooling winter soil surface temperatures in a warming northeastern United States. Agr Forest Meterol. 151: 947–956.
Burgin AJ, Hamilton SK. 2007. Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. Front Ecol Environ. 5 (2): 89–96.
Burn DH, Mohammed S, Kan Z. 2010. Detection of trends in hydrological extremes for Canadian watersheds. Hydrol Process. 24: 1781–1790.
Burnett WC, Bokuniewicz, H, Huettel M, Moore WS, Taniguchi M. 2003. Groundwater and pore water inputs to the coastal zone. Biogeochem. 66 (1-2): 3–33.
Caissie D. 2006. The thermal regime of rivers: a review. Freshwater Biol. 51: 1389–1406.
Cardenas MB. 2008. The effect of river bend morphology on flow and timescales of surface water–groundwater exchange across pointbars. J of Hydrol. 362: 134–141.
Carlyle GC, Hill AR. 2001. Groundwater phosphate dynamics in a river riparian zone: effects of hydrologic flowpaths, lithology and redox chemistry. J Hydrol. 247: 115–168.
Carter TR, Skuce ME, Fortner L, Longstaffe FJ. 2014. Bedrock aquifer systems in southern Ontario: geology, hydrogeology and hydrogeochemistry. Nuclear Waste Management Geoscience Conference, NWMO, Toronto (ON).
Cartwright I, Simmonds I. 2008. Impact of changing climate and land use on the hydrogeology of Southeast Australia. Aust J Earth Sci. 55: 1009–1021.
Centre d'information sur le patrimoine naturel de l'Ontario. 1995. Bulletin d'information sur le patrimoine naturel. Volume 2. Toronto (ON).
Cey EE, Rudolph DL, Aravena R, Parkin G. 1999. Role of the riparian zone in controlling the distribution and fate of agricultural nitrogen near a small stream in southern Ontario. J of Contam Hydrol. 37: 45–67.
Chahar B, Graillot D, Gaur S., 2012. Storm-water management through infiltration trenches. J Irrig Drain Eng. 138(3) : 274–281.
Chapra SC, Dove A, Rockwell DC. 2009. Great Lakes chloride trends: long-term mass balance and loading analysis. J Great Lakes Res. 35 (2): 272–284.
Charette MA, Sholkovitz ER. 2006. Trace element cycling in a subterranean estuary: part 2: geochemistry of the pore water. Geochem Cosmochim Acta. 70: 811–826.
Cherkauer DS, Nader DC. 1989. Distribution of groundwater seepage to large surface-water bodies: the effect of hydraulic heterogeneities. J Hydrol. 109 (1–2): 151–165.
Cherkauer DS, Taylor RW. 1990. The spatially continuous determination of groundwater flow to surface water bodies: application to the connecting channels between Lakes Huron and Erie. J Hydrol. 114 (3–4): 349–369.
Christensen J, Kumar KK, Aldrian E, An SI, Cavalcanti I, de Castro M, Dong W, Goswami P, Hall A, Kanyanga J., et al. 2013. Climate change 2013: the physical science basis. In: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM, editors. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press. Chapter 14, Climate phenomena and their relevance for future regional climate change.
Christensen TH, Kjeldsen P, Bjerg PL, Jensen DL, Christensen JB, Baun A, Albrechtsen H-J, Heron G, et al. 2001. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. Appl Geochem. 16 (7–8): 659–718.
Chu C, Jones NE, Allin L. 2010. Linking the thermal regimes of streams in the Great Lakes Basin, Ontario, to landscape and climate variables. Riv Res and Appl. 26: 221–241.
Church PE, Vroblesky DA, Lyford FP, Willey RE. 2002. Guidance on use of passive-vapor-diffusion samplers to detect volatile organic compounds in ground-water discharge areas, and example applications. New England. Northborough (MA): US Geological Survey Water Resources Investigations Report 02-4186. 81 p.
City of Chicago. 1997. Groundwater Ordinance [Internet]. Accès : http://www.cityofchicago.org/city/en/depts/dgs/supp_info/groundwater_ordinance.html.
City of Toronto. 2015. Mandatory downspout disconnection [Internet]. Accès : http://www1.toronto.ca/wps/portal/contentonly?vgnextoid=d490ba32db7ce310VgnVCM10000071d60f89RCRD.
Clifton C, Evans R, Hayes S, Hirji R, Puz G, Pizarro C. 2010. Water and climate change: impacts on groundwater resources and adaptation options. Water Partnership Program, Water Sector Board of the Sustainable Development Network of the World Bank Group. Tech report no. 25.
Coakley JP. 1989. Contamination hazard from waste disposal sites near receding Great Lakes shorelines. Water Pollut Res J Can. 24 (1): 81–100.
Cohen JG, Albert DA, Kost MA, Slaughter BS. 2010. Natural community abstract for coastal fen. Lansing (MI): Michigan Natural Features Inventory. 16 p.
Collins M, Knutti R, Arblaster J, Dufresne JL, Fichefet T, Friedlingsten P, Gao X, Gutowski W, Johns T, G. Krinner, et al. 2013. Climate change 2013: the physical science basis. In: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM, editors. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press. Chapter 12, Long-term climate change: projections, commitments and irreversibility.
Commission des Grands Lacs. 2003. Toward a water resources management decision support system for the Great Lakes St.Lawrence River basin–status of data and information on water resources, water use, and related ecological impacts. Ann Arbor (MI) : Commission des Grands Lacs. 142 p.
Commission géologique de l'Ontario. 2003. Géologie superficielle du Sud de l'Ontario, communication de données diverses : 128

Commission mixte internationale (CMI). 2009. Rapport du groupe de travail sur le cadre de gestion des eaux littorales. Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Série sur les priorités 2007-2009. Windsor (Ont.) : CMI. Publication spéciale 2009-10. 15 p.
Commission mixte internationale (CMI). 2010. Les eaux souterraines du bassin des Grands Lacs : rapport présenté à la Commission mixte internationale par son Conseil consultatif scientifique des Grands Lacs. Windsor (Ont). 162 p.
Commission mixte internationale (CMI). 2011. Quinzième Rapport biennal sur la qualité de l'eau des Grands Lacs. Bureaux de la Commission mixte internationale, Canada et les États-Unis. 60 p. Accès : http://www.ijc.org/rel/boards/watershed/15biennial_report_FR.pdf.
Commission mixte internationale (CMI). 2013. Technical report on ecosystem indicators. Rapport d'un groupe de travail présenté à la Commission mixte internationale. Assessment of Progress Towards Restoring the Great Lakes. Great Lakes Water Quality Agreement, 2012-2015 Priority Cycle: 2013 Jul. Accès : http://ijc.org/files/publications/Technical%20Report_Eco%20Indicators_2013.pdf.
Conant Jr B, Cherry JA, Gillham RW. 2004. A PCE groundwater plume discharging to a river: influence on the streambed and near-river zone on contaminant distributions. J Contam Hydrol. 73: 249-279.
Conant Jr B, Ohl TT, Cygan GL, Anderson AL. 2012a. Using multi-method, multi-scale methodology for characterizing groundwater/surface-water interactions to improve USEPA decision making at a RCRA corrective action contamination site. Charlotte (NC): assemblée annuelle de la Geological Society of America : 4-7 nov. 2012.
Conant Jr B, Reginato PL, Vroblesky DA, Cygan GL, Ohl TT. 2012b. Using an internal tracer to evaluate equilibrium in diffusion samplers for a study of a benzene groundwater plume discharging to Lake Michigan. 39e congrès de l'AIH, Niagara Falls, Ontario, Canada, 16–21 sept. 2012.
Conant Jr B. 2004. Delineating and quantifying ground water discharge zones using streambed temperatures. Groundwater. 42 (2): 243–257.
Conant Jr B. 2014. Groundwater discharge of chemical contaminants to wetlands, streams, lakes, and Great Lakes of the Canadian Great Lakes Basin. Environment Canada, Great Lakes Issue Management and Reporting Section, Toronto, (ON), 186 p. [non publié].
Conant Jr JB. 2010. Investigation of groundwater/surface-water interactions and contaminant distribution in vicinity of a benzene groundwater plume discharging to East Lake Break Water– US Steel, Gary Works Site, Gary, Indiana. Chicago (IL): TechLaw Inc, USEPA Region V: 2010 Jul 20.
Conant Jr JB. 2012. Diffusion sampler investigation of porewater and surface water quality where a benzene groundwater plume discharges to West Bay of the East Lake Break Water – US Steel, Gary Works Site, Gary, Indiana. Chicago (IL): TechLaw Inc, USEPA Region V: 2012 Sept 28.
Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2007. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement – mise à jour7.1 [Internet]. [Consulté le 25 janvier 2011]. Accès : http://ceqg-rcqe.ccme.ca/fr/index.html.
Conseil consultatif scientifique des Grands Lacs de la Commission mixte internationale (CMI). 2010. Les eaux souterraines du bassin des Grand Lacs. Windsor (Ont.) : CMI. 155 p. Accès : http://publications.gc.ca/collections/collection_2011/ijc/E95-2-13-2010-fra.pdf.
Conseil des académies canadiennes. 2009. La gestion durable des eaux souterraines au Canada. Ottawa : Rapport du Comité d'experts sur les eaux souterraines au Canada.
Coon WF, Sheets RA. 2006. Estimate of groundwater in storage in the Great Lakes Basin. Reston (VA): US Geological Survey Scientific Investigations Report 2006-5180, 19 p.
Corsi SR, Graczyk DJ, Geis SW, Booth NL, Richards KD. 2010. A fresh look at road salt: aquatic toxicity and water-quality impacts on local, regional, and national scales. Environ Sci Technol. 44 (19): 7376–7382.
Coulibaly P, Burn D. 2005. Spatial and temporal variability of Canadian seasonal streamflows. J Climate. 18 (1): 191–210.
Coulibaly P, Kornelsen K. 2013. Groundwater discharge to surface water in the Great Lakes Basin. Rapport d'Environnement Canada n° : 03-1312-1762-1.
Crabbe P, Robin M. 2006. Institutional adaptation of water resource infrastructures to climate change in eastern Ontario. Climatic Change. 78: 103–133.
Croley T, Lewis C. 2008. Warmer and drier climates that make Lake Huron into a terminal lake. Aquat Ecosyst Health Manage. 11 (2): 153–160.
Croley TE, Luukkonen CL. 2003. Potential effects of climate change on ground water in Lansing, Michigan. J Am Water Resour Assoc. 39 (1): 149–163.
Crosbie RS, McCallum JL, Walker GR, Chiew FHS. 2010. Modelling climate change impacts on groundwater recharge in the Murray-Darling basin, Australia. Hydrogeol J. 18: 1639–1656.
Crowe AS, Meek GA. 2009. Groundwater conditions beneath beaches of Lake Huron, Ontario, Canada. Aquat Ecosyst Health Manage. 12 (4): 444–455.
Cubasch U, Wuebbles D, Chen D, Facchini M, Frame D, Mahowald N, Winther JG. 2013. Climate change 2013: the physical science basis. In: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM, editors. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press. Chapter 1, Introduction.
Curry RA, Noakes DLG. 1995. Groundwater and the selection of spawning sites by brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Can J Fisheries Aquat Sci. 52: 1733–1740.
Custodio E. 1997. Groundwater quantity and quality changes related to land and water management around urban areas: blessings and misfortunes. Dans : Chilton J, et al., éditeurs. Groundwater in the urban environment: volume 1: problems, processes and management. Rotterdam: Balkema. Nottingham (R.U.): Proceedings of the 27th IAH Congress on Groundwater in the Urban Environment: 1997 Sept 21–27. p. 11–23.
D'Amelio S, Mucha J, Mackereth R, Wilson CC. 2008. Tracking coaster brook trout to their sources: combining telemetry and genetic profiles to determine source populations. N Am J Fisheries Manage. 28: 1343–1349.

Dams J, Salvadore E, Daele TV, Ntegeka V, Willems P, Batelaan O. 2012. Spatiotemporal impact of climate change on the groundwater system. Hydrol Earth Syst Sci. 16: 1517–1531.
Davidson B, Malano H, George B, Nawarathna B, Ryub D. 2011. Using real options analysis to evaluate the impacts of climate change on water security. Perth (AUS) : 19e congrès international sur la modélisation et la simulation : 12–16 déc. 2011.
Davis SN, Whittemore DO, Fabryka-Martin J. 1998. Uses of chloride/bromide ratios in studies of potable water. Ground Water. 36 (2): 338–350.
Davison CC, Chan T, Brown A, Gascoyne M, Kamineri DC, Lodha GS, Melnyk TW, Nakka BW, O'Connor PA, Ophori Du, et al. 1994. The disposal of Canada's nuclear fuel waste: the geosphere model for postclosure assessment. Pinawa (MAN) : Whiteshell Laboratories. Rapport technique no : AECL-10719, COG-93-9, AECL research.
Degaetano AT. 2009. Time-dependent changes in extreme-precipitation return-period amounts in the continental United States. J Appl Meteorol Clim. 48: 2086–2099.
Devito KJ, Fitzgerald D, Hill AR, Aravena R. 1999. Nitrate dynamics in relation to lithology and hydrologic flow path in a river riparian zone. J Environ Qual. 29 (4): 1075–1084.
Dickman M, Rygiel G. 1998. Municipal landfill impacts on a natural stream located in an urban wetland in Regional Niagara, Ontario. Can Field Nat. 112 (4): 619−630.
Diggins TP, Snyder RJ. 2003. Three decades of change in the benthic macroinvertebrate community and water quality in the Buffalo River Area of Concern: 1964–1993. J Great Lakes Res. 29: 652–663.
Dinnes DL, Karlen DL, Jaynes DB, Kaspar TC, Hatfield JL, Colvin TS, Cambardella CA. 2002. Review and interpretation: Nitrogen management strategies to reduce nitrate leaching in tile-drained midwestern soils. Agron. J. 94: 153–171.
Dolan DM, Chapra SC. 2012. Great Lakes total phosphorus revisited: 1: loading analysis and update (1994–2008). J Great Lakes Res. 38: 730–740.
Domagalski JL, Johnson HM. 2011. Subsurface transport of orthophosphate in five agricultural watersheds, USA. J. Hydrol. 409: 157–171.
Domagalski JL, Johnson HM. 2012. Phosphorus and groundwater: establishing links between agricultural use and transport to streams. Sacramento (CA): US Geological Survey Fact Sheet 2012-3004.
Dripps WR, Bradbury KR. 2010.The spatial and temporal variability of groundwater recharge in a forested basin in northern Wisconsin. Hydrol Process. 24: 383–392.
Dubrovsky N, Burrow K, Clark G, Gronberg J, Hamilton P, Hitt K., et al. 2010. The quality of our Nation's waters—Nutrients in the Nation's streams and groundwater, 1992–2004. Reston (VA): US Geological Survey Circular 1350.
Dubrovsky NM, Morin KA, Cherry JA, Smyth DJA. 1984. Uranium tailings acidification and subsurface contaminant migration in a sand aquifer. Water Pollut Res J Can. 19 (2): 55–89.
Earman S, Dettinger M. 2011. Potential impacts of climate change on groundwater resources: a global review. J Water and Climate Change. 2 (4): 213–229.
Earthfx Incorporated. 2014. Tier 3 Water Budget and Local Area Risk Assessment for the Region of York Municipal Systems, Risk Assessment Report. Prepared for the Regional Municipality of York, December 2014. 954 p.
Eberts SM, Erwin ML, Hamilton PA. 2005. Assessing the vulnerability of public-supply wells to contamination from urban, agricultural, and natural sources. US Geological Survey Fact Sheet 2005–3022. 4 p.
Eberts SM, Thomas MA, Jagucki ML. 2013. The quality of our Nation's waters—factors affecting public-supply-well vulnerability to contamination—understanding observed water quality and anticipating future water quality. Reston (VA): US Geological Survey Circular 1385. 120 p.
Ehsanzadeh E, Saley H, Ouarda T, Burnc D, Pietroniro A, Seidou O, Charron C, Lee D. 2013. Analysis of changes in the Great Lakes hydro-climatic variables. J of Great Lakes Res. 39: 383–394.
Eiswirth M. 2002. Hydrogeological factors for sustainable urban water systems. Dans : Howard KWF, Israfilov R, éditeurs. Current problems of hydrogeology in urban areas, urban agglomerates and industrial centres. NATO Science Series 4th Earth and Environmental Sciences 8: 159–184.
Environment Agency. 2009. The hyporheic handbook: a handbook on the groundwater–surface water interface and hyporheic zone for environment managers. Bristol (R.U.). Environment Agency Integrated Catchment Science Programme. Science report SC050070. 264 p.
Environnement Canada et l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement. 2009. État des Grands Lacs. 469 p. Accès : http://binational.net/wp-content/uploads/2014/11/En161-3-1-2009F.pdf.
Environnement Canada, Santé Canada. 2001. Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation : sels de voirie. Ottawa (Ont.) : Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux Canada. 188 p.
Environnement Canada. 2001. Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada. Burlington (Ont.) : Institut national de recherche sur les eaux. Rapport nº 1, Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE. 87 p.
Environnement Canada. 2013a. Aperçu de l'Accord Canada-États-Unis relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs [Internet]. Accès : https://www.ec.gc.ca/grandslacs-greatlakes/default.asp?lang=Fr&n=E615A766-1.
Environnement Canada. 2013b. L'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs entre le Canada et les États-Unis de 2012 [Internet]. Accès : https://www.ec.gc.ca/grandslacs-greatlakes/default.asp?lang=Fr&n=A1C62826-1.
Environnement Canada. 2014. Recommandations fédérales intérimaires pour la qualité des eaux souterraines sur les sites contaminés fédéraux [Internet]. Gouvernement du Canada. [mis à jour en mars 2014]. Accès : http://ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=423951F2-3B17-4348-A71C-62A7DB96D1D6.
Eyles N, Boyce JI. 1992. The geology of garbage in southern Ontario. Geoscience Canada. 19 (2): 50–62.
Eyles N, Howard KWF. 1988. Urban landsliding caused by heavy rain: geochemical identification of recharge waters along Scarborough Bluffs, Toronto, Ontario. Can Geotech J. 25: 455–466.
Eyles N, Meriano M. 2010. Road-impacted sediment and water in a Lake Ontario watershed and lagoon, City of Pickering, Ontario, Canada: an example of urban basin analysis. Sediment Geol. 224: 15–28.

Feinstein DT, Hunt RJ, Reeves HW. 2010. Regional groundwater-flow model of the Lake Michigan Basin in support of Great Lakes Basin water availability and use studies. Reston (VA): US Geological Survey Scientific Investigations Report 2010–5109. 379 p.
Fenelon JM, Watson LR. 1993. Geohydrology and water quality of the Calumet aquifer, in the vicinity of the Grand Calumet River/Indiana Harbor Canal, northwestern Indiana. Indianapolis (IN): US Geological Survey Water-Resources Investigations Report 92-4115. 151 p.
Field C, Mortsch L, Brklacich M, Forbes M, Kovacs P, Patz J, Running S, Scott M. 2007. Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Dans : Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, Van der Linden PJ, Hanson CE, éditeurs. Contributions of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press. Chapter 14, North America. p. 617–652.
Fischer H, Kloep F, Wilzcek S, Pusch MT. 2005. A river's liver - microbial processes within the hyporheic zone of a large lowland river. Biogeochemistry. 76 (2): 349–371.
Foster SSD. 1990. Impacts of urbanisation on groundwater. Association internationale des sciences hydrologiques (AISH). Publication n° 198: 187–207.
Francis, G. 1989. Binational cooperation for Great Lakes water quality: a framework for the groundwater connection. Chicago-Kent Law Review. 65 (2): 359–373.
Freeze RA, Cherry JA. 1979. Groundwater. Englewood Cliffs (NJ): Prentice Hall. 604 p.
Galloway G, Pentland R. 2005. Securing the future of ground water resources in the Great Lakes Basin. Ground Water. 43 (5): 737–743.
Gao C, Shirota J, Kelly RI, Brunton FR, Van Haaften S. 2006. Bedrock topography and overburden thickness mapping. Southern Ontario: Ontario Geological Survey. Miscellaneous release: data 207.
García LE, Matthews JH, Rodriguez DJ, Wijnen M, DiFrancesco KN, Ray P. 2014. Beyond downscaling: a bottom-up approach to climate adaptation for water resources management. Washington (DC): World Bank Group. AGWA Report 01.
Garcia-Fresca B, Sharp JM. 2005. Hydrogeologic considerations of urban development—urban-induced recharge. Dans : Ehlen J, Haneberg WC, Larson RA, éditeurs. Humans as geologic agents. Boulder (CO): Geological Society of America, Reviews in Engineering Geology. p. 123–136.
Garcia-Fresca B. 2004. Urban effects on groundwater recharge in Austin, Texas [mémoire]. [Austin (TX)]: University of Texas.
Garcia-Fresca B. 2006. Urban-induced groundwater recharge: review and case study of Austin, Texas, USA. Dans : Howard KWF, éditeur. Urban groundwater—meeting the challenge. Londres (R.U.) : Taylor and Francis. Association internationale des hydrogéologues. Articles choisis 8: 1–17.
Gerber RE, Howard K. 2002. Hydrogeology of the Oak Ridges Moraine aquifer system: implications for protection and management from the Duffins Creek watershed. Can J Earth Sci. 39 (9): 1333–13348.
Gillespie JL, Dumouchelle DH. 1989. Ground-water flow and quality near the upper Great Lakes connecting channels, Michigan. Lansing (MI): US Geological Survey Water-Resources Investigations Report 88-4232. 82 p.
Goderniaux P, Brouyère H, Fowler J, Blenkinsop S, Therrien R, Orban P, Dassargues A. 2009. Large scale surface subsurface hydrological model to assess climate change impacts on groundwater reserves. J of Hydrol. 373: 122–138.
Gold AJ, Groffinan PM, Addy K, Kellogg, DQ, Stolt, MH, Rosenblatt, AE, et al. 2001. Landscape attributes as controls on groundwater nitrate removal capacity of riparian zones. J. Am Water Resour Assoc. 37 (6): 1457–1464.
Gorman OT, Moore SA, Carlson AJ, Quinlan HR. 2008. Nearshore habitat and fish community associations of coaster brook trout in Isle Royale, Lake Superior. T Am Fisheries Soc. 137: 1252–1267.
Goss MJ, Barry DAJ, Rudolph DL. 1998. Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 1. Results from drinking water wells. J Contam Hydrol. 32 (3–4): 267–293.
Gradient Corporation and Geo-Trans Corporation. 1988. Potential contaminant loadings to the Niagara River from U.S. hazardous waste sites. US Environmental Protection Agency, region II report. 58 p.
Grannemann NG, Hunt RJ, Nicholas JR, Reilly TE, Winter TC. 2000. The importance of ground water in the Great Lakes Region. Lansing (MI): US Geological Survey Water-Resources Investigations Report 00-4008. 19 p.
Grannemann NG, Weaver TL. 1998. An annotated bibliography of selected references on the estimated rates of direct ground-water discharge to the Great Lakes. Lansing (MI): US Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98-4039. 24 p.
Greeman TK. 1995. Water levels in the Calumet aquifer and their relation to surface-water levels in northern Lake County, Indiana, 1985–92. Indianapolis (IN): US Geological Survey Water-Resources Investigations Report 94-4110. 61 p.
Green TR, Taniguchi M, Kooi H, Gurdak JJ, Allen DM, Hiscock KM, Treidel H, Aureli A. 2011. Beneath the surface of global change: impacts of climate change on groundwater. J Hydrol. 406: 532–560.
Green TR, Taniguchi M, Kooi H. 2007. Potential impacts of climate change and human activity on subsurface water resources. Vadose Zone J. 6: 531–532.
Greenberg MS, Burton JGA, Rowland CD. 2002. Optimizing interpretation of in situ effects of riverine pollutants: impact of upwelling and downwelling. Environ Toxicol Chem. 21 (2): 289–297.
Gronewold AD, Fortin V, Lofgren B, Clites A, Stow CA, Quinn F. 2013. Coasts, water levels, and climate change: a Great Lakes perspective. Climatic Change. 120: 697–711.
Gronewold AD, Stow CA. 2014. Unprecedented seasonal water level dynamics on one of the Earth's largest lakes. Bull Amer Meteor Soc. 95: 15–17.
Groschen GE, Arnold TL, Harris MA, Dupre DH, Fitzpatrick FA, Scudder BC, Morrow JW, Terrio PJ, Watner KL, Murphy EA. 2004. Water quality in the Upper Illinois River Basin, Illinois, Indiana, and Wisconsin, 1999–2001. Reston (VA): US Geological Survey Circular 1230. 32 p.
Ground Water Protection Council. 2007. Ground water report to the Nation: a call to action. Accès : http://www.gwpc.org/ground-water-report-nation.
Groupe d'étude international des Grands Lacs d'amont. 2012. Régularisation du lac Supérieur : Face à l'incertitude des niveaux d'eau des Grands Lacs d'amont. Rapport final présenté à la Commission mixte internationale. Mars 2012. 215 p. Accès : http://www.ijc.org/iuglsreport/wp-content/report-pdfs/Lake_Superior_Regulation_Full_Report.pdf (en anglais seulement).

Groves DG, Fischbach OR, Bloom E, Knopman D, Keefe R. 2013. Adapting to a changing Colorado River: making future water deliveries more reliable through robust management strategies. Prepared for US Bureau of Reclamation. Santa Monica (CA): RAND Corporation. Accès : http://www.rand.org/pubs/research_reports/RR242.html.
Gu C, Hornberger GM, Herman JS, Mills AL. 2008. Influence of stream-groundwater interactions in the streambed sediments on NO_3^- flux to a low-relief coastal stream. Water Resour Res. 44 (11): W11432.
Guillemette F, Vallée C, Bertolo A, Magnan P. 2011. The evolution of redd site selection in brook charr in different environments: same cue, same benefit for fitness. Freshwater Biol. 56 (6): 1017-1029.
Gula J, Peltier WR. 2012. Dynamical downscaling over the Great Lakes Basin of North America using the WRF regional climate model: the impact of the Great Lakes system on regional greenhouse warming. J Climate. 25 (21): 7723–7742.
Gulden LE, Rosero E, Yang Z-L, Rodell M, Jackson CS, Niu G-Y, Yeh, PJ-F, Famiglietti J. 2007. Improving land-surface model hydrology: Is an explicit aquifer model better than a deeper soil profile? Geophys Res Lett. 34 (9): L09402.
Haack SK, Neff BP, Rosenberry DO, Savino JF, Lundstrom SC. 2005. An evaluation of effects of groundwater exchange on nearshore habitats and water quality of Western Lake Erie. J of Great Lakes Res. 31 (S1): 45–63.
Haefeli CJ. 1972. Groundwater inflow into Lake Ontario from the Canadian side. Department of the Environment. Inland Waters Branch, Scientific Series no. 9. 101 p.
Hallegate S, Shah A, Lempert R, Brown C, Gill S. 2012. Investment decision making under deep uncertainty - application to climate change. Policy Research Working Paper 6193, Sustainable Development Network, Office of the Chief Economist, The World Bank.
Hansen NC, Daniel TC, Sharpley AN, Lemunyon JL. 2002. The fate and transport of phosphorus in agricultural systems. J. Soil Water Conserv. 57 (6): 408-417.
Harvey FE, Lee DR, Rudolph DL, Frape SK. 1997a. Locating groundwater discharge in large lakes using bottom sediment electrical conductivity mapping. Water Resour Res. 33 (11): 2609–2615.
Harvey FE, Rudolph DL, Frape SK. 1997b. Measurement of hydraulic properties in deep lake sediments using a tethered pore-pressure probe: application in the Hamilton Harbour, western Lake Ontario. Water Resour Res. 33 (8): 1917–1928.
Harvey FE, Rudolph DL, Frape SK. 2000. Estimating ground water flux into large lakes: application in the Hamilton Harbor, western Lake Ontario. Ground Water. 38 (4): 550-565.
Harvey JW, Böhlke JK, Voytek MA, Scott D, Tobias CR. 2013. Hyporheic zone denitrification: controls on effective reaction depth and contribution to whole-stream mass balance. Water Resour Res. 49 (10): 6298-6316.
Hayashi M, van der Kamp G. 2009. Progress in scientific studies of groundwater in the hydrologic cycle in Canada - 2003-2007. Can Water Resour J. 34 (2): 177–186.
Hayhoe K, VanDorn J, Croley T, Schlega N, Wuebbles D. 2010. Regional climate change projections for Chicago and the US Great Lakes. J Great Lakes Res. 36: 7–21.
Heathcote JA, Crompton DM. 1997. Managing the impact of urban groundwater rise. Dans : Chilton J, et al., éditeurs. Groundwater in the urban environment: volume 1: problems, processes and management. Rotterdam: Balkema. Nottingham (R.U.): comptes rendus du 27^{e} congrès de l'AIH sur les eaux souterraines en environnement urbain : 21-27 septembre 1997. p. 597–603.
Hibbs BJ, Sharp JM. 2012. Hydrogeological impacts of urbanization. Environ Eng Geosci. 18 (1): 3–24
Hill AR, Lymburner DJ. 1998. Hyporheic zone chemistry and stream-subsurface exchange in two groundwater-fed streams. Can J Fisheries Aquat Sci. 55 (2): 495–506.
Hill AR. 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. J Environ Qual. 25: 743–755.
Hoaglund III JR, Kolak JJ, Long DT, Larson GJ. 2004. Analysis of modern and Pleistocene hydrologic exchange between Saginaw Bay (Lake Huron) and the Saginaw Lowlands area. Bull Geol Soc Am. 116 (1–2): 3–15.
Hodge RA. 1989. Groundwater in the Great Lakes Basin: the natural system, use and abuse, and policy implications. Chicago-Kent Law Review, 65 (2): Symposium on Prevention of Ground Water Contamination in the Great Lakes Region. Accès : http://scholarship.kentlaw.iit.edu/cklawreview/vol65/iss2/7.
Hodgkins GA, Dudley RW, Aichele SS. 2007. Historical changes in precipitation and streamflow in the U.S. Great Lakes Basin, 1915–2004. Reston (VA): US Geological Survey Scientific Investigations Report 2007–5118. 31 p.
Hoffmann CC, Kjaergaard C, Uusi-Kämppä J, Hansen HC, Kronvang B. 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. J Environ Qual. 38 (5): 1942–1955.
Holman IP, Allen DM, Cuthbert MO, Goderniaux P. 2012. Towards best practice for assessing the impacts of climate change on groundwater. Hydrogeol J. 20: 1–4.
Holman IP, Tascone D, Hess TM. 2009. A comparison of stochastic and deterministic downscaling methods for modelling potential groundwater recharge under climate change in East Anglia, UK: implications for groundwater resource management. Hydrogeol J. 17: 629–1641.
Holman IP, Whelan MJ, Howden NJK, Bellamy PH, Willby NJ, Rivas-Casado M, McConvey MP. 2008. Phosphorus in groundwater—an overlooked contributor to eutrophication? Hydrol Process. 22 (26): 5121–5127.
Holtschlag DJ, Nicholas JR. 1998. Indirect ground-water discharge to the Great Lakes. Lansing (MI): US Geological Survey Open-File Report 98-579. 25 p.
Holysh SH, Gerber RE. 2014. Groundwater knowledge management for southern Ontario: An example from the Oak Ridges Moraine. Can Water Res J. 39 (2): 240-253.
Hornef H. 1985. Leaky sewers - problems and responsibilities. Korrespondenz Abwasser. 32 (10): 816–818.
Howard KWF, Beck PJ. 1993. Hydrogeochemical implications of groundwater contamination by road de-icing chemicals. J Contam Hydrol. 12 (3): 245–268.
Howard KWF, Haynes J. 1993. Groundwater contamination due to road de-icing chemicals – salt balance implications. Geosci Can. 20 (1): 1–8.
Howard KWF, Livingstone SJ, 2000. Transport of urban contaminants into Lake Ontario via sub-surface flow. Urban Water. 2: 183–195.
Howard KWF, Livingstone SJ. 1997. Contaminant source audits and ground-water quality assessment. Dans : Eyles N, éditeur. Environmental geology of urban areas. Publication spéciale de l'Association géologique du Canada. Geotext. 3: 105–118.

Howard KWF, Maier H. 2007. Road de-icing salt as a potential constraint on urban growth in the Greater Toronto Area, Canada. J Contam Hydrol. 91: 146–170.
Howard KWF. 1997. Impacts of urban development on groundwater. Dans : Eyles N, éditeur. Environmental geology of urban areas. Publication spéciale de l'Association géologique du Canada. Geotext. 3: 93–104.
Howard KWF. 2002. Urban groundwater issues - an introduction. Dans : Howard KWF, Israfilov R, éditeurs. Current problems of hydrogeology in urban areas, urban agglomerates and industrial centres. NATO Science Series IV Earth and Environmental Sciences 8: 1–15.
Howard KWF. 2007. Urban Groundwater – meeting the challenge. Londres (R.U.): Taylor & Francis: IAH Selected Papers on Hydrogeology 8. 307 p.
Howard KWF. 2012. Thematic Paper 3: urban-rural tensions and opportunities for co-management. Groundwater Governance: a global framework for country action. Global Environmental Facility (GEF) Project. 39 p. Accès : http://www.groundwatergovernance.org/fileadmin/user_upload/groundwatergovernance/docs/Thematic_papers/GWG_Thematic_Paper_3_web.pdf.
Huang J, Halpenny J, van der Wal W, Klatt C, James TS, Rivera A. 2012. Detectability of groundwater storage change within the Great Lakes Water Basin using GRACE. J Geophysl Res. 117 (B08401): 1–26.
Huckins CJ, Baker EA, Fausch KD, Leonard JBK. 2008. Ecology and life history of coaster brook trout and potential bottlenecks in their rehabilitation. N Am J Fish Manage. 28: 1321–1342.
Hunt RJ, Borchardt MA, Richards KD, Spencer SK. 2010. Assessment of sewer source contamination of drinking water wells using tracers and human enteric viruses. Environ Sci Technol. 44 (20): 7956–7963.
Hunt RJ, Strand M, Walker JF. 2006. Measuring groundwater-surface water interaction and its effect on wetland stream benthic productivity, Trout Lake watershed, northern Wisconsin, USA. J Hydrol. 320: 370-384.
Huntington JL, Niswonger RG. 2012. Role of surface-water and groundwater interactions on projected summertime streamflow in snow dominated regions: an integrated modeling approach. Water Resour Res. 48: 1–20.
Illinois Department of Natural Resources. 2015. Lake Michigan water allocation [Internet]. Accès : http://www.dnr.illinois.gov/WaterResources/Pages/LakeMichiganWaterAllocation.aspx.
Insaf T, Lin S, Sheridan SC. 2013. Climate trends in indices for temperature and precipitation across New York State - 1948- 2008. Air Qual Atmos Health. 6: 247–257.
Intera Technologies Ltd. 1992. Hydrogeologic study of the freshwater aquifer and deep geologic formations, Sarnia, Ontario. Prepared for Detroit, St. Clair, St. Mary's Rivers Southwestern Region and Ontario Ministry of the Environment. Queen's Printer for Ontario: 1992 Mar.
IPCC (2013b), Annex I: atlas of global and regional climate projections. Dans Van Oldenborgh GJ, Collins M, Arblaster J, Christensen JH, Marotzke J, Power SB, Rummukainen M, Zhou T, éditeurs. Dans : Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM, éditeurs. Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.
IPCC. 2013a. Annex I: atlas of global and regional climate projections supplementary material RCP4.5 [Internet]. Dans : Van Oldenborgh GJ, Collins M, Arblaster J, Christensen JH, Marotzke J, Power SB, Rummukainen M, Zhou T, éditeurs. Dans : Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM, éditeurs. Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge (R.U.): Cambridge University Press: Accès : http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5_AnnexI_FINAL.pdf.
Isard SA, Schaetzl RJ, Andresen JA. 2007. Soils cool as climate warms in the Great Lakes Region: 1951-2000. Ann Assoc Am Geogr. 97 (3): 467–476.
Jackson C, Meister R, Prudhomme C. 2011. Modelling the effects of climate change and its uncertainty on UK chalk groundwater resources from an ensemble of global climate model projections. J Hydrol. 399: 12–28.
Jackson RB, Jobbágy EG. 2005. From icy roads to salty streams. P Natl Acad Sci. 102 (41): 14487–14488.
Jagucki ML, Darner RA. 2001. Ground-water quality in Geauga County, Ohio—review of previous studies, status in 1999, and comparison of 1986 and 1999 data: US Geological Survey Water-Resources Investigations Report 01–4160. 61 p.
Jang S, Kavvas ML. 2015. Downscaling global climate simulation to regional scales: statistical downscaling versus dynamical downscaling. J Hydrol Eng. 20 (1).
Jarvie HP, Sharpley AN, Spears B, Buda, AR, May L, Kleinman PJA. 2013. Water quality remediation faces unprecedented challenges from ""legacy phosphorus."" Environ Sci Technol. 47 (16): 8997−8998.
Jeuland M, Whittington P. 2013. Water resources planning under climate change: a ""real options"" application to investment planning in the Blue Nile. Environment for Development. Discussion Paper Series. EFP DP 13-05. Mars 2013.
Johannes RE. 1980. The ecological significance of the submarine discharge of groundwater. Mar Ecol Prog Ser. 3: 365−373.
Johnston CT, Cook PG, Frape SK, Plummer LN, Busenberg E, Blackport RJ. 1998. Ground water age and nitrate distribution within a glacial aquifer beneath a thick unsaturated zone. Ground Water 36 (1): 171-180
Jones JG Jr, Mulholland PJ. 2000. Streams and ground waters. San Diego (CA): Academic Press. 425 p.
Jyrkama M, Sykes J, Normani S. 2002. Recharge estimation for transient groundwater modeling. Ground Water J. 40 (6): 638–648.
Jyrkama MI, Sykes JF. 2007. The impact of climate change on spatially varying groundwater recharge in the Grand River watershed (Ontario). J Hydrol. 338: 237–250.
Kasahara T, Hill AR. 2007. Instream restoration: its effects on lateral stream-subsurface water exchange in urban and agricultural streams in southern Ontario. River Res Appl. 23 (8): 801–814.
Katz BG, Eberts SM, Kauffman LJ. 2011. Using Cl/Br ratios and other indicators to assess potential impacts on groundwater quality from septic systems: a review and examples from principal aquifers in the United States. J Hydrol. 397: 151–166.
Kaufman MM, Rogers DT, Murray KS. 2009. Using soil and contaminant properties to assess the potential for groundwater contamination to the lower Great Lakes, USA. Environl Geol. 56: 1009–1021.

Keough J, Thompson T, Guntenspergen G, Wilcox D. 1999. Hydrogeomorphic factors and ecosystem responses in coastal wetlands of the Great Lakes. Wetlands. 19: 821–834.
Kirtman B, Power S, Adedoyin J, Boer G, Bojariu R, Camilloni I, Doblas-Reyes F, Fiore A, Kimoto M, Meehl G, et al. 2013. Climate change 2013: the physical science basis. Dans : Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM, éditeurs. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Chapter 11, Near-term climate change: projections and predictability.
Kjeldsen P, Barlaz MA, Rooker AP, Baun A, Ledin A, Christensen TH. 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. Crit Rev Env Sci Tec. 32(4): 297–336.
Kolak JJ, Long DT, Matty JM, Larson GJ, Sibley DF, Councell TB. 1999. Ground-water, large-lake interactions in Saginaw Bay, Lake Huron: a geochemical and isotopic approach. Bull Geol Soc Am. 111 (2): 177–188.
Kornelsen KC, Coulibaly P. 2014. Synthesis review on groundwater discharge to surface water in the Great Lakes Basin. J Great Lakes Res. 40: 247–256.
Kraus D, White G. 2009. Écosystèmes terrestres littoraux. Dans : Eaux littorales des Grands Lacs, 2009. Environnement Canada et Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement. Conférence sur l'État de l'Écosystème des Grands Lacs, 2008. p. 13–42.
Kroeger KD, Charette MA. 2008. Nitrogen biogeochemistry of submarine groundwater discharge. Limnol Oceanogr. 53 (3): 1025–1039.
Krysanova V, Hattermann F, Habeck A. 2005. Expected changes in water resources availability and water quality with respect to climate change in the Elbe River basin (Germany). Nord Hydrol. 36 (4-5), 321–333.
Kudray GM, Gale MR. 1997. Relationships between groundwater characteristics, vegetation, and peatland type in the Hiawatha National Forest, Michigan. Dans : Trettin CC, Jurgensen MF, Grigal DF, et al., éditeurs. Boca Raton (FL): CRC Press Inc. Conference papers presented at the International Symposium on the Ecology and Management of Northern Forested Wetland Location. Traverse City (MI), Cochrane (ON). 24–31 août 1994. Northern forested wetlands: ecology and management. p. 89–96.
Kundzewicz ZW, Döll P. 2009. Will groundwater ease freshwater stress under climate change? J Hydrol Sci. 54 (4): 665–675.
Kundzewicz ZW, Mata L, Arnell N, Döll P, Kabat P, Jiménez B, Miller K, Oki T, Sen Z, Shiklomanov, I. 2007. Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Dans : Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, Van der Linden PJ, Hanson CE, éditeurs. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press. Chapter 3, Freshwater resources and their management. p. 173–210.
Kurylyk BL, MacQuarrie KT. 2013. The uncertainty associated with estimating future groundwater recharge: a summary of recent research and an example from a small unconfined aquifer in a northern humid-continental climate. J Hydrol. 492: 244–253.
Kurylyk, BL, MacQuarrie, KTB., Caissie, D., and McKenzie, JM. 2015. Shallow groundwater thermal sensitivity to climate change and land cover disturbances: derivation of analytical expressions and implications for stream temperature modeling. Hydrol. Earth Syst. Sci. 19: 2469–2489.
Lane JA, Portt PB, Minns CK. 1996. Spawning habitat characteristics of Great Lakes fishes. Can MS Rep Fish Aquat Sci. 2368: 48 p.
Larkin RG, Sharp Jr JM. 1992. On the relationship between river-basin geomorphology, aquifer hydraulics, and ground-water flow direction in alluvial aquifers. Geol Soc Am Bull. 104: 1608–1620.
Ledford SH, Lautz LK. 2014. Floodplain connection buffers seasonal changes in urban stream water quality. Hydrol Process. 29 (6): 1002–1016.
Lee DR. 1977. A device for measuring seepage flux in lakes and estuaries. Limnol Oceanogr. 22 (1): 140–147.
Lee J, Robinson C, Couture RM. 2014. Effect of groundwater-lake interactions on arsenic enrichment in freshwater beach aquifers. Environ Sci Technol. 48 (17): 10174–10181.
Lefebvre A, Eilers W, Chunn B. 2005. L'agriculture écologiquement durable au Canada. Ottawa (Ont.) : Agriculture et Agroalimentaire Canada. Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport nº 2. 228 p.
Lemieux JM, Sudicky EA, Peltier WR, Tarasov L. 2008. Simulating the impact of glaciations on continental groundwater flow systems: 1. Relevant processes and model formulation. J Geophys Res. 113: F03017.
Lendvay JM, Dean SM, Adriaens P. 1998b. Temporal and spatial trends in biogeochemical conditions at a groundwater-surface water interface: implications for natural bioattenuation. Environ Sci Technol. 32 (22): 3472–3478.
Lendvay JM, Sauck WA, McCormick ML, Barcelona MJ, Kampbell DH, Wilson JT, Adriaens P. 1998a. Geophysical characterization, redox zonation, and contaminant distribution at a groundwater/surface water interface. Water Resour Res. 34 (12): 3545–3559.
Lenters JD. 2004. Trends in the lake superior water budget since 1948: a weakening seasonal cycle. J Great Lakes Res. 30 (S1): 20–40.
Lerner DN. 1990. Recharge due to urbanization. Dans : Lerner DN, Issar AS, Simmers I, éditeurs. Groundwater recharge: a guide to understanding and estimating natural recharge. Hannover: Verlag Heinz Heise. International Contributions to Hydrology 8: 201–214.
Lerner DN. 2002. Identifying and quantifying urban recharge: a review. Hydrogeol J. 10: 143–152.
Lerner DN. 2003. Urban groundwater pollution: IAH International Contributions to Hydrogeology. Londres (R.U.) : Taylor and Francis. 296 p.
Li J. 2015. A holistic approach to stormwater management [Internet]. Ryerson University; [cité en février 2015]. Accès : http://www.civil.ryerson.ca/Stormwater/index.htm.
Loaiciga H. 2003. Climate change and groundwater. Ann Assoc Am Geogr. 93 (1): 30–41.
Lofgren BM, Gronewold AD, Acciaioli A, Steiner A, Watkins D. 2013. Methodological approaches to projecting the hydrologic impacts of climate change. Earth Interact. 17: 1–19.
Lofgren BM, Quinn FH, Clites AH, Assel RA, Eberhardt AJ, Luukkonen CL. 2002. Evaluation of potential impacts on Great Lakes water resources based on climate scenarios of two GCMs. J Great Lakes Res. 28 (4): 537–554.
Lohman SW. 1972. Definitions of selected ground-water terms—revisions and conceptual refinements. Reston (VA): US Geological Survey Water-Supply Paper 1988.
Lorah MM, Burris DR, Dyer LJ. 2005. Natural attenuation of chlorinated solvent ground-water plumes discharging into wetlands. US Geological Survey Scientific Investigations Report 2004-5220. 201 p.

Lyons J, Zorn T, Stewart J, Seelbach P, Wehrly K, Wang L. 2009. Defining and characterizing coolwater streams and their fish assemblages in Michigan and Wisconsin, USA. North Amer J Fish Manage 29:1130–1151.
Macrae ML, Zhang Z, Stone M, Price JS, Bourbonniere RA, Leach M. 2011. Subsurface mobilization of phosphorus in an agricultural riparian zone in response to flooding from an upstream reservoir. Can Water Resour J. 36 (4): 293–311.
MacRitchie SM, Pupp C, Grove G, Howard KWF, Lapcevic P. 1994. Groundwater in Ontario: hydrogeology, quality concerns and management. Burlington (SK): Environment Canada: NHRI Contribution No. CS-94011.
Magnuson J J, Webster CE, Assel VA, Bowser VJ, Dillon PJ, Eaton JG, Evans HE, Fee EJ, Hall RI, Mortsch LR, Schindler DW, Quinn FH. 1997. Potential effects of climate changes on aquatic systems: Laurentian Great Lakes and Precambrian shield region. Hydrol Process. 11: 825–871.
Mao D, Cherkauer KA. 2009. Impacts of land-use change on hydrologic responses in the Great Lakes region. J Hydrol. 374: 71–82.
Markstrom SLR, Niswonger G, Regan RS, Prudic DE, Barlow PM. 2008. GSFLOW—coupled ground-water and surface-water flow model based on the integration of the Precipitation-Runoff Modeling System (PRMS) and the Modular Ground-Water Flow Model (MODFLOW-2005). Reston (VA): US Geological Survey Techniques and Methods 6-D1. 240 p.
Maslia M, Johnston RH. 1984. Use of a digital model to evaluate hydrogeologic controls on groundwater flow in a fractured rock aquifer at Niagara Falls, New York, USA. J Hydrol. 75 (1): 167–194.
Maxwell RM, Kollet SJ. 2008. Interdependence of groundwater dynamics and land-energy feedbacks under climate change. Nat Geosci. 1: 665–669.
Mayer PM, Reynolds SK, McCutchen MD, Canfield TJ. 2005. Riparian buffer width, vegetative cover, and nitrogen removal effectiveness: a review of current science and regulations. Cincinnati (OH): US Environmental Protection Agency report EPA/600/R-05/118. 26 p.
Mayer PM, Reynolds SK, McCutchen MD, Canfield TJ. 2007. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. J Environ Qual. 36 (4): 1172–1180.
McBean E, Motiee H. 2008. Assessment of impact of climate change on water resources: a long term analysis of the Great Lakes of North America. Hydrol Earth Syst Sci. 12: 239–255.
McBride MS, Pfannkuch HO. 1975. The distribution of seepage within lakebeds. J Res US Geol Survey. 3: 505–512.
McClain ME, Boyer EW, Dent CL, Gergel SE, Grimm NB, Groffman PM, Hart SC, Harvey JW, Johnston CA, Mayorga E, McDowell WH, Pinay G. 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. Ecosystems. 6 (4): 301–312.
McIsaac G, Jakobsson C, editor. 2012. Agricultural nutrient management in the Great Lakes Region. Dans : Sustainable agriculture, ecosystem health and sustainable agriculture. 1re éd. The Baltic University Programme, Uppsala University.
McKenna JE, Davis Jr, Fabrizio BM, Savino MC, Todd JF, Bur, N. 2008. Ichthyoplankton assemblages of coastal west-central Lake Erie and associated habitat characteristics. J Great Lakes Res. 34: 755–769.
Melillo, JM, Richmond, TC, and Gary W. Yohe, GW, editors. 2014. Climate change impacts in the United States: The Third National Climate Assessment. U.S. Global Change Research Program. Washington (DC): US Government Printing Office, 841 p.
Meriano M, Eyles N, Howard KWF. 2009. Hydrogeological impacts of road salt from Canada´s busiest highway on a Lake Ontario watershed (Frenchman's Bay) and lagoon, City of Pickering. J Contam Hydrol. 107: 66–81.
Michigan Sea Grant. 2014. Coastal wetlands [Internet]. Accès : http://www.miseagrant.umich.edu/explore/great-lakes-coastal-habitats/coastal-wetlands/.
Mills EL, Leach JH, Carlton JT, Secor CL. 1994. Exotic species and the integrity of the Great Lakes: lessons from the past. BioScience 44: 666–676.
Mills PC, Duncker JD, Over TM, Domanski MM, Engel FM. 2014. Evaluation of a mass-balance approach to determine consumptive water use in northeastern Illinois. Reston (VA): US Geological Survey Scientific Investigations Report 2014–5176. 90 p.
Milly PCD, Betancourt J, Falkenmark M, Hirsch RM, Kundzewicz ZW, Lettenmaier DP, Stouffer RJ. 2008. Stationarity is dead: whither water management? Science. 319 (1): 573–574.
Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO). 2006. *Loi de 2006 sur l'eau saine* – Loi visant à protéger les sources existantes et futures d'eau potable et à apporter des modifications complémentaires et autres à d'autres lois. Sanction royale : octobre 2006. 83 p.
Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2006. *Loi de 2006 sur l'eau saine* – Loi visant à protéger les sources existantes et futures d'eau potable et à apporter des modifications complémentaires et autres à d'autres lois. Sanction royale : octobre 2006. Imprimeur de la Reine de l'Ontario, 83 p.
Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2008. Normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario (Règlement de l'Ontario 169/03) en vertu de la *Loi de 2002 sur la salubrité de l'eau potable*. Accès : http://www.ontario.ca/fr/lois/reglement/030169.
Ministère des Finances de l'Ontario. 2013. Mise à jour des projections démographiques pour l'Ontario, Printemps 2013. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario. 100 p.
Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (MRNO). 2013. Ontario wetland evaluation system: southern manual: 3e édition, version 3.2. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario. 284 p.
Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (MRNO). 2014. Ontario wetland evaluation system: northern manual: 1re édition, version 1.3. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario. 280 p.
Mishra V, Cherkauer KA. 2011. Influence of cold season climate variability on lakes and wetlands in the Great Lakes region. J Geophys Res. 116: 1–21.
Moon JB, Carrick HJ. 2007. Seasonal variation of phytoplankton nutrient limitation in Lake Erie. Aquat Microb Ecol. 48: 61–71.
Mortsch L, Sabila G, Deadman P. 2008. Response of vegetation communities in three Lake Huron fens to historical water level fluctuations. Aquat Ecosyst Health Manage. 11: 167–181.
Mortsch, L., J. Ingram, A. Hebb and S. Doka (eds.) 2006. Great Lakes Coastal Wetland Communities: Vulnerability to Climate Change and Response to Adaptation Strategies. Final Report submitted to the Climate Change Impacts and Adaptation Program, Natural Resources Canada. Environment Canada and the Department of Fisheries and Oceans. Toronto (ON): 251 p.

Mucha J, Mackereth RW. 2008. Habitat use and movement patterns of brook trout in Nipigon Bay, Lake Superior. T Am Fish Soc. 137: 1203–1212.
Mullaney JR, Lorenz DL, Arntson AD. 2009. Chloride in groundwater and surface water in areas underlain by the glacial aquifer system, northern United States. 41 p. US Geological Survey Scientific Investigations Report 2009–5086.
Murray KS, Fisher LE, Therrien J, George B, Gillespie J. 2001. Assessment and use of indicator bacteria to determine sources of pollution to an urban river. J Great Lakes Res. 27 (2): 220–229.
Myers DN, Thomas MA, Frey JW, Rheaume SJ, Button DT. 2000. Water quality in the Lake Erie-Lake Saint Clair Drainages, Michigan, Ohio, Indiana, New York, and Pennsylvania, 1996-98. Reston (VA): US Geological Survey Circular 1203. 35 p.
Nagorski SA, Moore JN. 1999. Arsenic mobilization in the hyporheic zone of a contaminated stream. Water Resour Res. 35 (11): 3441–3450.
National Wildlife Federation. 2011. Feast and famine in the Great Lakes: how nutrients and invasive species interact to overwhelm the coasts and starved offshore waters. Ann Arbor (MI): 42 p.
Neff BP, Day SM, Piggott AR, Fuller LM. 2005. Base flow in the Great Lakes Basin. Reston (VA): US Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-5217. 23 p.
Neff BP, Nicholas JR. 2005. Uncertainty in the Great Lakes water balance. 42 p. Reston (VA): US Geological Survey Scientific Investigations Report 2004-5100. 42 p.
Neff BP, Piggott AR. R.A. Sheets. 2006. Estimation of shallow ground-water recharge in the Great Lakes Basin. US Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-5284. 20 p.
Nolan B, Ruddy B, Hitt KJ, Helsel DR. 1997. Risk of nitrate in groundwaters of the United States: a national perspective. Environ Sci Technol. 31(8): 2229–2236.
Nonpoint Source Workgroup (G. Sherbin, Chair), Upper Great Lakes Connecting Channel Study. 1988a. Waste Disposal Sites and Potential Ground Water Contamination: St. Clair River. Report, 77 p. [non publié]
Nonpoint Source Workgroup (G. Sherbin, Chair), Upper Great Lakes Connecting Channel Study. 1988b. Waste Disposal Sites and Potential Ground Water Contamination: St. Marys River. Report, 39 p. [non publié]
Nonpoint Source Workgroup (G. Sherbin, Chair), Upper Great Lakes Connecting Channel Study. 1988c. Waste Disposal Sites and Potential Ground Water Contamination: Detroit River. Report, 75 p. [non publié]
Nonpoint Source Workgroup (G. Sherbin, Chair), Upper Great Lakes Connecting Channel Study. 1988d. Waste Disposal Sites and Potential Ground Water Contamination: Lake St. Clair. Report, 45 p. [non publié]
North RL, Guildford SJ, Smith REH, Havens SM, Twiss MR. 2007. Evidence for phosphorus, nitrogen, and iron colimitation of phytoplankton communities in Lake Erie. Limnol Oceanogr. 52: 315–328.
Novotny EV, Heinz GS. 2007. Stream flow in Minnesota: indicator of climate change. J Hydrol. 334: 319–333.
O'Connor DR. 2002. Part Two: Report of the Walkerton inquiry: a strategy for safe drinking water. Toronto (ON): Ontario Publications. Accès : http://www.sourcewater.ca/index/document.cfm?Sec=2&Sub1=2.
Owens LB, Shipitalo MJ. 2006. Surface and subsurface phosphorus losses from fertilized pasture systems in Ohio. J Environ Qual. 35: 1101–1109.
Panno SV, Hackley KC, Hwang HH, Greenberg SE, Krapac IG, Landsberger S, O'Kelly DJ. 2006. Characterization and identification of Na-Cl sources in ground water. Ground Water. 44 (2): 176–187.
Pärna J, Pinay G, Mandera U. 2012. Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: a review. Ecol Indicat. 22: 4–15.
Pasini S, Torresan S, Rizzi J, Zabeo A, Critto A, Marcomini A. 2012. Climate change impact assessment in Veneto and Friuli Plain groundwater. part ii: a spatially resolved regional risk assessment. Sci Total Environ. 440: 219–235.
Pêches et Océans Canada. 2008. L'ABC des habitats du poisson : un guide pour comprendre les poissons d'eau douce en Ontario. MPO/2008-1425, Burlington (Ontario), 31 p.
Perera N, Howard KWF, Gharabaghi B. 2013. Groundwater chloride response in the Highland Creek watershed due to road salt application: a re-assessment after 20 years. J Hydrol. 479. 4: 159–168.
Peters CA, Robertson DM, Saad DA, Sullivan DJ, Scudder BC, Fitzgerald FA, Richards KD, Stewart JS, Fitzgerald SA, Lenz BN. 1998. Water quality in the Western Lake Michigan drainages, Wisconsin and Michigan, 1992-95. Reston (VA): US Geological Survey Circular 1156. 40 p.
Peterson HM, Nieber JL, Kanivetsky R, Shmagin B. 2013. Water resources sustainability indicator: application of the watershed characteristics approach. Water Resour Manage. 27: 1221–1234.
Phosphorous Reduction Task Force. 2012. Priorities for reducing phosphorous loadings and abating algae blooms in the Great Lakes-St Lawrence River Basin: opportunities and challenges for improving Great Lakes aquatic ecosystems. Ann Arbor (MI): Great Lakes Commission. 47 p.
Piggott A, Mills B, Moin S. 2005. Groundwater and climate change: impacts and adaptation in southern Ontario. Can Civil Eng. 22: 14–17.
Pijanowski B, Ray DK, Kendall AD, Duckles JM, Hyndman DW. 2007. Using backcast landuse change and groundwater travel-time models to generate land-use legacy maps for watershed management. Ecol Soc. 12 (2): 25.
Pokrajac D, Howard KWF. 2011. Urban groundwater management with UGROW. Taylor and Francis: UNESCO-IHP Urban Water Management Series Volume 5.
Portt C. 2014. Discussion paper: groundwater influences on habitats in the Great Lakes Basin. Toronto (ON): Environment Canada. 26 p. [non publié]
Power G, Brown RS, Imhof JG. 1999. Groundwater and fish—insights from northern North America. Hydrol Process. 13: 401–422.
Price K. 2011. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: a review. Prog Phys Geog. 35 (4): 465–492.
Prudhomme C, Davies H. 2009. Assessing uncertainties in climate change impact analyses on the river flow regimes in the UK: part 1: baseline climate. Climate Change. 93: 177–195.

Puckett LJ, Hughes WB. 2005. Transport and fate of nitrate and pesticides: hydrogeology and riparian zone processes. J Environ Qual. 34: 2278–2292.
Puckett LJ. 2004. Hydrogeologic controls on the transport and fate of nitrate in ground water beneath riparian buffer zones: results from thirteen studies across the United States. Water Sci Technol. 49 (3): 47–53.
Qian B, Gregorich E, Gameda S, Hopkins D, Wang XL. 2011. Observed soil temperature trends associated with climate change in Canada. J Geophys Res. 116: 1–16.
Quevauviller P. 2011. Adapting to climate change: reducing water-related risks in Europe—EU policy and research considerations. Environ Sci Polic. 14: 722–729.
Racey GD, Harris AG, Jeglum JK, Foster RF, Wickware GM. 1996. Terrestrial and wetland ecosites of northwestern Ontario. Thunder Bay (ON): Northwest Science and Technology, Ministry of Natural Resources.
Rahman M, Bolisetti T, Balachandar R. 2012. Hydrologic modelling to assess the climate change impacts in a southern Ontario watershed. Can J Civ Eng. 39: 91–103.
Ranalli AJ, Macalady DL. 2010. The importance of the riparian zone and in-stream processes in nitrate attenuation in undisturbed and agricultural watersheds – a review of the scientific literature. J Hydrol. 389: 406–415.
Ray DK, Pijanowski BC, Kendall AD, Hyndman DW. 2012. Coupling land use and groundwater models to map land use legacies: assessment of model uncertainties relevant to land use planning. Appl Geogr. 34: 356–370.
Reeves H. 2010. Water availability and use pilot: a multiscale assessment in the US Great Lakes Basin. Reston (VA): US Geological Survey Professional Paper 1778.
Reeves HW, Wright KV, Nicholas JR. 2004. Hydrogeology and simulation of regional ground-water-level declines in Monroe County, Michigan. Reston (VA): US Geological Survey Water-Resources Investigations Report 03-4312. 72 p.
Reichert, K. 1986. Groundwater Contamination Study Community of Ballantrae, Town of Whitchurch-Stouffville. Report prepared by UMA Engineering Ltd. for the Ontario Ministry of the Environment, August 1986. 46 p.
Reilly TE, Dennehy KF, Alley WM, Cunningham WL. 2008. Groundwater availability in the United States. Reston (VA): US Geological Survey Circular 1323. 70 p.
Ricker WE. 1934. An ecological classification of certain Ontario streams. Toronto (ON): University of Toronto Press. p. 17–19.
Rivard C, Vigneault H, Piggott A, Larocque M, Anctil F. 2009. Groundwater recharge trends in Canada. Can J Earth Sci. 46: 841–854.
Rivera A. (ed). 2014. Canada's groundwater resources. Markham (ON): Fitzhenry & Whiteside Limited.
Rivett MO, Buss SR, Morgan P, Smith JW, Bemment CD. 2008. Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes. Water Res. 42 (16), 4215–4232.
Robertson WD, Roy JW, Brown SJ, Van Stempvoort DR, Bickerton G. 2014. Natural attenuation of perchlorate in denitrified groundwater. Ground Water. 52 (1): 63–70.
Robertson WD, Van Stempvoort DR, Solomon DK, Homewood J, Brown SJ, Spoelstra J, Schiff SJ. 2013. Persistence of artificial sweeteners in a 15-year-old septic system plume. J Hydrol. 477 (1): 43–54.
Robinson C, Gibbes B, Carey H, Li L. 2007. Salt-freshwater dynamics in a subterranean estuary over a spring-neap tidal cycle. J Geophy Res. 112 (C9): C09007.
Robinson C. 2014. Discharge of nutrients from groundwater to tributaries and nearshore waters of the Great Lakes. Report prepared for Environment Canada. Department of Civil and Environmental Engineering, Western University, London (ON): 26 février 2014, 45 p. [non publié]
Rosenberry DO, LaBaugh JW. 2008. Field techniques for estimating water fluxes between surface water and ground water. Reston (VA): US Geological Survey, Techniques and Methods 4-D2. 128 p.
Rosenberry DO, Striegl RG, Hudson DC. 2000. Plants as indicators of focused ground water discharge to a northern Minnesota lake. Groundwater 38: 296–303.
Roy JW, Bickerton G. 2010. A proactive screening approach for detecting groundwater contaminants along urban streams at the reach-scale. Environ Sci Technol. 44 (16): 6088–6094.
Roy JW, Bickerton G. 2012. Toxic groundwater contaminants: an overlooked contributor to urban stream syndrome? Environ Sci Technol. 46 (2): 729–736.
Roy JW, Bickerton G. 2014. Elevated dissolved phosphorus in riparian groundwater along gaining urban streams. Environ Sci Technol. 48: 1492–1498.
Roy JW, Malenica A. 2013. Nutrients and toxic contaminants in shallow groundwater along Lake Simcoe urban shorelines. Inland Waters. 3 (2): 125–138.
Roy JW, Robillard JM, Watson SB, Hayashi M. 2009. Non-intrusive characterization methods for wastewater-affected groundwater plumes discharging to an alpine lake. Environ Monit Assess. 149 (1): 201–211.
Ruberg SA, Coleman DF, Johengen TH, Meadows GA, Van Sumeren HW, Lang GA, Biddanda BA. 2005. Groundwater plume mapping in a submerged sinkhole in Lake Huron. Mar Technol Soc J. 39 (2): 65–69.
Sanderson M , Karrow PF, Greenhouse JP , Paloschi GVR, Schneider G, Mulamoottil G, Mason C, McBean EA, Fitzpatrick PN, Mitchell B, Shrubsole D, Child E. 1995. Groundwater contamination in the Kitchener-Waterloo area, Ontario. Can Water Res J 20 (3): 145-160.
Sanford WE, Pope JC. 2014. Quantifying groundwater's role in delaying improvements to Chesapeake Bay water quality. Environ Sci Technol. 47 (23): 13330–13338.
Savoie JG, Lyford FP, Clifford S. 1999. Potential for advection of volatile organic compounds in groundwater to the Cochato River, Baird & McGuire Superfund Site, Holbrook, Massachusetts, March and April 1998. US Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98-4257. 19 p.
Scandizzo, PL, 2011. Climate change adaptation and real option evaluation. CEIS Working Paper No. 232. Rome, Italie: Centre for Economic and International Studies. Accès : http://ssrn.com/abstract=2046955.
Schwartz FW, Zhang H. 2003. Fundamentals of ground water. New York: John Wiley and Sons Inc. 583 p.
Scibek J, Allen D, Cannon A, Whitfield P. 2007. Groundwater-surface water interaction under the scenarios of climate-change using a high-resolution transient groundwater flow model. J Hydrol. (333): 165–181.

Selbig WR, Balster, N., 2010. Evaluation of turf-grass and prairie-vegetated rain gardens in a clay and sand soil, Madison, Wisconsin, water years 2004–08: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2010–5077, 72 p.
Seyfried CS. 1984. Municipal sewage treatment. Umwelt. 5: 413–415.
Sharpley A, Jarvie HP, Buda A, May L, Spears B, Kleinman P. 2013. Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. J Environ Qual. 42 (5): 1308–1326.
Sharpley AN, Daniel TC, Edwards DR. 1993. Phosphorus movement in the landscape. J Prod Agr. 6: 492–500.
Sklash M, Mason S, Scott, S. 1986. An investigation of the quantity, quality, and sources of groundwater seepage into the St. Clair River near Sarnia, Ontario, Canada. Water Pollut Res J Can. 21 (3): 351–367.
Smith, JWN. 2005. Groundwater–surface water interactions in the hyporheic zone. 65 p. Almondsbury, Bristol (R.U.): Environment Agency Science Report SC030155/SR1.
Snucins EJ, Curry RA, Gunn JM. 1992. Brook trout (*Salvelinus fontinalis*) embryo habitat and timing of alevin emergence in a lake and a stream. Can J Zool. 70: 423–427.
Spellman FR, Whiting NE. 2010. Environmental management of concentrated animal feeding operations (CAFOs). 1st ed. Boca Raton (FL): CRC Press, Taylor and Francis Group. 496 p.
Squillace PJ, Scott JC, Moran MJ, Nolan BT, Kolpin DW. 2002. VOCs, pesticides, nitrate, and their mixtures in groundwater used for drinking water in the United States. Environ Sci Technol. 36: 1923–1930.
Stamm C, Jarvie HP, Scott T. 2013. What's more important for managing phosphorous: loads, concentrations or both? Environ Sci Technol. 48 (1): 23–24.
Statistique Canada. 2011. Recensement de 2011 [Internet]. Accès : http://www12.statcan.ca/census-recensement/index-fra.cfm?fpv=3867.
Stewart JS, Westenbroek SM, Mitro MG, Lyons JD, Kammel LE, Buchwald CA. 2015. A model for evaluating stream temperature response to climate change in Wisconsin. Reston (VA): US Geological Survey Scientific Investigations Report 2014–5186. 64 p.
Stewart TJ, Bowlby JN. 2009. Chinook salmon and rainbow trout catch and temperature distributions in Lake Ontario. J Great Lakes Res. 35: 232–238.
Stotler RL, Frape SK, El Mugammar HT, Johnston C, Judd-Henrey I, Harvey FE, Drimmie R, Jones JP. 2011. Goechemical heterogeneity in a small, stratigraphically complex moraine aquifer system (Ontario, Canada): interpretation of flow and recharge using multiple geochemical parameters. Hydrogeol J. 19 (1): 101-115.
Stuart M, Lapworth D, Crane E, Hart A. 2012. Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. Sci Total Environ. 416: 1–21.
Stubbington R, Wood PJ. 2013. Benthic and interstitial habitats of a lentic spring as invertebrate refuges during supra-seasonal drought. Fund Appl Limnol. 182: 61–73.
Sukhija BS. 2008. Adaptation to climate change: strategies for sustaining groundwater resources during droughts. Dans : Dragoni W, Sukhija BS, éditeurs. Climate change and groundwater. Geological Society of London: Special Publications. 288: 169–181.
Sulis M, Paniconi C, Rivard, Harvey R, Chaumont D. 2011. Assessment of climate change impacts at the catchment scale with a detailed hydrological model of surface-subsurface interactions and comparison with a land surface model. Water Resour Res. 47: 1–23.
Sun, Ge, McNulty, Steven G., Moore Myers, Jennifer A., Cohen, Erika C. 2008. Impacts of climate change, population growth, land use change, and groundwater availability on water supply and demand across the conterminous US. [Internet]. Southern Global Change Program, USDA Forest Service.; [cité en janvier 2015]. Accès : http://www.forestthreats.org/products/publications/WatershedUpdate_Impacts.pdf.
Sykes, J. 2014. The effects of climate change on groundwater quality and quantity in the Great Lakes Basin. Rapport préparé pour Environnement Canada, Burlington, Ontario. Département de génie civil et environnement, Université de Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada, novembre 2014, 95 p. [non publié]
Taylor SW. 1994. Pollutant loadings to the Buffalo River area of concern from inactive hazardous waste sites. Chicago (IL): Great Lakes National Program Office. US Environmental Protection Agency Report EPA 905-R94-006. Mai 1994.
Theobald D. 2005. Landscape patterns of exurban growth in the USA from 1980 to 2020. Ecol Soc. 10 (1): 32.
Thomas MA, 2000b. Ground-water quality and vulnerability to contamination in selected agricultural areas of southeastern Michigan, northwestern Ohio, and northeastern Indiana. US Geological Survey Water-Resources Investigations Report 00-4146. 22 p.
Thomas MA. 2000a. The effect of residential development on ground-water quality near Detroit, Michigan. J Environ Qual. 36: 1023–1038.
Thomasen S, Gilbert J, Chow-Fraser P. 2013. Wave exposure and hydrologic connectivity create diversity in habitat and zooplankton assemblages at nearshore Long Point Bay, Lake Erie. J Great Lakes Res. 39: 56–65.
Thompson CA, McFarland AMS. 2010. Effects of surface and groundwater interactions on phosphorus transport within streambank sediments. J Environ Qual. 39 (2): 548–557.
Turner SWD, Marlow M, Ekström M, Rhodes BG, Kularathna U, Jeffrey PJ. 2014. Linking climate projections to performance: a yield-based decision scaling assessment of a large urban water resources system. Water Resour Res. 50 (4): 3553–3567.
U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2012. The Great Lakes Water Quality Agreement [Internet]. Accès : http://www.epa.gov/greatlakes/glwqa/1978/articles.html.
Université de Birmingham 1984 Saline Groundwater Investigation: Phase 2 – North Merseyside Final Report to the North West Water Authority. 88 p.
US Census Bureau. 2003. Ranking tables for population of metropolitan statistical areas, micropolitan statistical areas, combined statistical areas, New England City and town areas, and combined New England City and town areas: 1990 and 2000 [Internet]. Areas defined by the Office of Management and Budget as of June 6, 2003, PHC-T-29; [cité le 3 novembre 2003]. Accès : https://www.census.gov/population/metro/data/index.html.
US Census Bureau. 2013. Population change for metropolitan and micropolitan statistical areas in the United States and Puerto Rico [Internet]. February 2013 Delineations 2000 to 2010, CPH-T-5; [cité le 3 novembre 2014]. Accès : https://www.census.gov/population/www/cen2010/cph-t/cph-t-5.html.

US Environmental Protection Agency (USEPA). 2008. Evaluating ground-water/surface-water transition zones in ecological risk assessments. ECO update/ground water forum issue paper. Intermittent Bulletin. Office of Solid Waste and Emergency Response: Washington (DC): Publication 9285.6-17 EPA-540-R-06-072. 2008 Jul.
US Environmental Protection Agency (USEPA). 2015. United States national recommended aquatic life criteria [Internet]. [cité le 10 février 2015]. Accès : http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/current/index.cfm#altable.
US Environmental Protection Agency. 1988. U.S. progress in implementing the Great Lakes Water Quality Agreement. Chicago (IL): Great Lakes Program Office. Report EPA 905/9-89/006.
US Environmental Protection Agency. 2014. National primary drinking water regulations [Internet]. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Water. Accès : http://www.epa.gov/safewater/mcl.html.
US Fish and Wildlife Service. 2006. Threatened and endangered species—Hine's Emerald Dragonfly—*Somatochlora hineana* [Internet]. US Fish and Wildlife Service Fact Sheet. 2 p. Accès : http://www.fws.gov/midwest/endangered/insects/hed/pdf/hed-color.pdf.
US Geological Survey. 2014. Phosphorus doesn't migrate in ground water? Better think again! [Internet]. USGS Toxic Substances Hydrology Program; [cité le 26 novembre 2014]. Accès : http://toxics.usgs.gov/highlights/phosphorous_migration.html.
van Es HM, Schindelbeck RR, Jokela WE. 2004. Effect of manure application timing, crop, and soil type on phosphorus leaching. J.Environ. Qual. 33: 1070–1080.
Van Grinsven M, Mayer A, Huckins C. 2012. Estimation of streambed groundwater fluxes associated with coaster brook trout spawning habitat. Groundwater. 50: 432–441.
Van Stempvoort DR, Roy JW, Brown SJ, Bickerton G. 2011. Artificial sweeteners as potential tracers in groundwater in urban environments. J Hydrol. 401 (1): 126–133.
Vidon P, Allan C, Burns D, Duval TP, Gurwick N, Inamdar S, Lowrance R, Okay J, Scott D, Sebestyen S. 2010. Hot spots and hot moments in riparian zones: potential for improved water quality management. J Am Water Resour Assoc. 46 (2): 278–298.
Vidon PGF, Hill AR. 2004. Landscape controls on nitrate removal in stream riparian zones. Water Resour Res. 40: W03201.
Voelker DC. 1986. Illinois—Ground-water quality. Dans : Moody DW, Carr J, Chase EB, Paulson RW, compilateurs. National water summary 1986 - hydrologic events and ground-water quality. Washington (DC): US Geological Survey Water Supply Paper 2325. p. 237–244.
Wakida FT, Lerner DN. 2005. Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. Water Res. 39: 3–16.
Walsh J, Wuebbles D, Hayhoe K, Kossin J, Kunkel K, Stephens G, Thorne P, Vose R, Wehner M, Willis J, 2014. Climate change impacts in the United States: the third national climate assessment. Dans : Melillo JM, Richmond TC, Yohe GW, éditeurs. US Global Change Research Program. Chapter 2, Our changing climate. p. 19–67.
Warner KL, Ayotte JD. 2014. The quality of our nation's waters—water quality in the glacial aquifer system, northern United States, 1993–2009. Reston (VA): US Geological Survey Circular 1352. 116 p.
Wilcox DA. 1995. The role of wetlands as nearshore habitat in Lake Huron. Dans : Munawar M, Edsall T, Leach J, éditeurs. The Lake Huron ecosystem: ecology, fisheries and management. Pays-Bas: SPB Academic Publishing. p. 223–245.
Wiley MJ, Hyndman DW, Pijanowski BC, Kendall AD, Riseng C, Rutherford ES, Cheng ST, Carlson ML, Tyler JA, Stevenson RJ, Steen PJ, Richards PL, Seelbach PW, Koches JM, Rediske RR. 2010. A multi-modeling approach to evaluating climate and land use change impacts in a Great Lakes River Basin. Hydrobiologia. 657: 243–262.
Williams DD, Williams NE, Cao Y. 1999. Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and developing areas. Water Resour. 34 (1): 127–138.
Winter TC, Harvey JW, Franke OL, Alley WM. 1998. Ground water and surface water: a single resource. Reston (VA): US Geological Survey Circular 1139. 79 p.
Winter TC. 1999. Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. Hydrogeol J. 7 (1): 28–45.
Winter, TC. 2007. The role of ground water in generating streamflow in headwater areas and in maintaining base flow. J Am Water Resour Assoc. 43: 15–25.
Withers PJA, Lord EI. 2002. Agricultural nutrient inputs to rivers and groundwaters in the UK: policy, environmental management and research needs. Sci Total Environ. 282–283: 9–24.
Woessner WW. 1998. Changing views of stream-groundwater interaction. Dans : Van Brahana J, Eckstein U, Ongley LK, Schneider R, Moore JR, éditeurs. Comptes rendus de la réunion conjointe du 28^{e} congrès de l'Association international des hydrogéologues et de l'assemblée annuelle de l'American Institute of Hydrology: Gambling with Groundwater; 1998 Sept 28–Oct 2; Las Vegas (NV). St. Paul (MN): American Institute of Hydrology. p. 1–6.
Woessner WW. 2000. Stream and fluvial plain ground water interactions: Rescaling hydrogeologic thought. Ground Water. 38 (3): 423–429.
Wolf L, Morris B, Burn S, editors. 2006. Urban water resources toolbox: integrating groundwater into urban water management. Londres (R.U.) : IWA Publishing. 309 p.
Woodward M, Kapelan Z, Gouldby B. 2013. Adaptive flood risk management under climate change uncertainty using real options and optimisation. J Risk Anal. 1–24.