



Fonctions hydrologiques des milieux humides boisés soumis à l'aménagement forestier : une revue de la littérature

Sylvain Jutras  and André P. Plamondon

Laboratoire d'hydrologie forestière, Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique, Université Laval, Québec, Canada

ABSTRACT

The protection of ecological functions of forested swamps and peatlands is the subject of legal and regulatory measures. In Quebec and elsewhere in Canada, wood harvesting is carried out on swamps and peatlands of merchantable forests. What is the impact of forestry practices on these wetlands hydrological functions such as sediment retention, groundwater recharge, flood reduction and low flow augmentation? The answer to this question is complex as the contribution of wetlands to these hydrological functions vary with each wetland type as underlined by the experts. With the aim of ascertaining the contribution of wetlands, and to infer the effects of forest management on forested swamps and peatlands, we carried out a literature review. The existing literature reviews only partially cover the subject or in the case of peatlands, they mainly consider drained sites. In this review, the links between the hydrologic functions and forest harvesting are treated by category of wetlands to take into account their anticipated specific contribution.

RÉSUMÉ

La protection des fonctions écologiques des marécages boisés et des tourbières arborescentes fait l'objet de mesures légales et réglementaires. Au Québec et ailleurs au Canada, la récolte de bois est pratiquée sur les marécages et les tourbières supportant des forêts commerciales. Quel est l'impact des pratiques forestières sur les fonctions hydrologiques de ces milieux humides telles que la rétention des sédiments, la recharge de la nappe phréatique, la réduction des crues et l'augmentation des débits d'étiage? La réponse à cette question est complexe car la contribution des milieux humides à ces fonctions hydrologiques varie avec chaque type de milieu humide comme le souligne les experts. Dans le but de cerner la contribution des milieux humides et d'inférer les effets de l'aménagement forestier sur les tourbières et marécages boisés, nous avons effectué une revue de la littérature. Les revues actuelles couvrent seulement une partie du sujet où dans le cas des tourbières, elles portent essentiellement sur les sites drainés. Dans notre revue, les liens entre les fonctions hydrologiques et la récolte forestière sont traités par catégorie de milieux humides afin de tenir compte de leur contribution spécifique anticipée.

ARTICLE HISTORY

Received 6 March 2020
Accepted 5 May 2020

KEYWORDS

Swamp; peatland; wetland; ; hydrological functions; forest management; best management practice;

MOTS CLÉS

Marécage; tourbière; milieu humide; ; fonctions hydrologiques; ; aménagement forestier; meilleures pratiques d'aménagement

Introduction

Contexte

Au Québec, comme ailleurs dans le monde, des mesures légales et réglementaires permettent d'encadrer ou de restreindre les activités humaines dans les milieux humides. Le but recherché par ces mesures est la conservation de ces écosystèmes et le maintien des fonctions écologiques qui y sont associées. Cet article porte essentiellement sur les fonctions liées à la ressource eau, qu'on appellera ici des fonctions hydrologiques, telles que la rétention des sédiments, la recharge de la nappe phréatique et la régulation des niveaux d'eau que l'on peut exprimer par la réduction des crues et l'augmentation des écoulements d'étiage. Cependant, la perception que les milieux humides, sans considération pour leurs

localisations et leurs types, contribuent positivement aux différentes fonctions hydrologiques est encore trop répandue parmi les gestionnaires et les praticiens. Bullock et Acreman (2003) ont tiré d'une revue mondiale de 169 publications, 439 assertions portant sur le rôle hydrologique des milieux humides des climats froids à tropicaux. Ainsi, la recharge de la nappe phréatique par les milieux humides est favorisée dans 46% des assertions traitant du sujet tandis que 66% des assertions portant sur le débit en période sèche indiquent que les milieux humides le réduisent. Les milieux humides situés respectivement dans la plaine d'inondation ou à la tête des bassins versants réduisent les débits de pointe dans 80 et 45% des assertions portant sur les crues.

Les observations générales de Bullock et Acreman (2003) sont appuyés par des revues de la littérature où

les auteurs concluent que la plupart des milieux humides ne contribuent pas à la recharge de la nappe phréatique (Sather et Smith 1984) ou que cette fonction n'est pas importante (Carter et al. 1979). Peu de milieux humides augmentent le débit en période sèche (Carter et al. 1979; Adamus et Stockwell 1983), sauf ceux sur la plaine d'inondation (Taylor et al. 1990) ou en situation de stockage élevé par rapport à l'évapotranspiration (Novitzki 1978). En ce qui a trait aux crues, Prenger et Crisman (2001) affirment que les milieux humides forestiers en Amérique du Nord diminuent les inondations. Webster et al. (2015) appuient cette affirmation puisqu'ils mentionnent que les milieux humides stockent l'eau en période humide et relâchent lentement l'eau en période sèche. Pourtant, Acreman et Holden (2013) arrivent à la conclusion que les milieux humides augmentent les débits de pointe en période humide, comme au printemps, car l'espace de stockage devient pratiquement inexistant. Mitsch et Gosselink (2015) nuancent davantage ces affirmations en mentionnant que certains milieux humides contribuent à régulariser l'écoulement. Cependant, lors d'événements extrêmes (réurrence de 50–100 ans), il est bien reconnu que la présence de milieux humides (Adamus et Stockwell 1983; Taylor et al. 1990; Acreman et Holden 2013), ou de forêts (Cosandey et Robinson 2000; Calder 2005; Guillemette et al. 2005; Tremblay et al. 2008; Grant et al. 2008; Barry et al. 2009) dans un bassin versant ne peuvent pas contrôler les inondations qui découlent de ces événements. Le rôle des milieux humides sur l'atténuation des crues est nettement exagéré selon plusieurs auteurs (Simonovic et Juliano 2001; Kvaerner et Klove 2008). D'ailleurs, Bacon et al. (2017) soulignent que plusieurs hypothèses concernant les fonctions écologiques des tourbières, qui représentent un type de milieu humide dominant au Québec, sont ambiguës ou erronées, tel leur comportement que l'on assimile à une éponge.

Compte tenu des résultats contradictoires diffusés dans la littérature scientifique, il appert que les affirmations simples (Belyea et Baird 2006) et généralisées des fonctions hydrologiques ont peu de valeur pratique, le défi étant de tenir compte de la diversité des milieux et de leurs fonctions propres (Bullock et Acreman 2003; Acreman et Holden 2013). Mitsch et Gosselink (2015), dans leur livre *Wetlands* qui constitue une référence classique pour de nombreux écrits, concluent qu'il n'est pas tout à fait clair comment les milieux humides supportent les fonctions qu'on leur assigne et que chaque milieu humide ne contribue pas de manière égale à chacune des fonctions. D'ailleurs, Novitzki (1982) a obtenu une contribution à la recharge de la nappe phréatique très différente entre cinq milieux humides. Craft (2016), un

écologiste impliqué dans la restauration de divers types de milieux humides dans plusieurs régions des États-Unis, reconnaît que les services fournis par les écosystèmes varient selon le type de milieu humide.

Une proportion importante de milieux humides supporte la croissance d'essences forestières pouvant atteindre des dimensions permettant leur exploitation pour la production de produits forestiers ligneux. Pourtant, la perception négative de certaines activités forestières sur les fonctions hydrologiques des milieux humides conduit parfois à l'imposition de restrictions qui ne semblent pas nécessairement justifiées par la science. Les revues de la littérature portant sur l'aménagement forestier et les fonctions hydrologiques des milieux humides forestiers sont toutefois incomplètes. Les marécages boisés du sud-est des États-Unis ont fait l'objet d'une revue générale (Sun et al. 2001) et de revues axées sur la plaine d'inondation (Lockaby et al. 1997a), sur le retour de peuplements forestiers en fonction du degré de perturbation (Aust et al. 2019) ou du suivi à long terme de l'hydrologie sur certains sites (Amatya et al. 2019). En ce qui concerne les tourbières, les revues de Grigal et Brooks (1997), Päiväinen et Hännel (2012) et Jutras et Prévost (2013) ont porté surtout sur le drainage sylvicole. Bien que l'on ait déjà reconnu que plusieurs activités d'aménagement forestier selon les bonnes pratiques présentent un risque négligeable ou faible sur les fonctions hydrologiques des milieux humides forestiers, il y a lieu de faire le point sur les connaissances pertinentes pour le Québec.

Objectif

L'objectif est de déterminer ou d'inférer les effets de l'aménagement forestier des marécages arborescents et des tourbières boisées sur leurs fonctions hydrologiques. Les liens entre la récolte et le déplacement des sédiments sont aussi considérés car ces derniers sont liés à l'hydrologie et à la perturbation des sols par la récolte mécanisée. Plusieurs études hydrologiques ont été effectuées sur une variété de milieux humides, mais les expériences portant sur les effets de la récolte forestière sur ces milieux sont beaucoup moins nombreuses.

Pour répondre à l'objectif fixé, une revue de la littérature est effectuée afin de regrouper les connaissances scientifiques par catégories de milieux humides démontrant des fonctions hydrologiques contrastées, ce qui pourrait permettre certaines généralisations. Le texte traite d'abord du rôle du régime hydrique comme indicateur de l'état de l'écosystème et de la classification en quatre catégories de milieux humides permettant un regroupement pratique des fonctions hydrologiques. Chaque catégorie est ensuite traitée dans un chapitre correspondant.

Écohydrologie générale des milieux humides terrestres

À l'origine, un milieu humide se forme lorsque l'eau est disponible à la surface du sol et que l'écoulement est très lent (Verry 1988, 1997). Sous certaines conditions, l'excès d'eau maintient la saturation du sol durant une période de l'année suffisante pour former un sol hydromorphe et supporter une végétation hygrophile (Bazoge et al. 2015). D'autres conditions favorisent l'accumulation de la matière organique (Glaser et al. 1997; Charman 2002) qui peut atteindre de quelques centimètres à plusieurs mètres d'épaisseur. L'environnement hydrogéomorphologique agit sur la physico-chimie de l'eau et des sols (Gorham 1957) ainsi que sur le biote de chaque milieu humide (Gosselink et Turner 1978; Winger 1986). La source, la qualité, la quantité et la régularité du régime hydrique sont déterminantes pour l'établissement (Bazoge et al. 2015), le développement écologique (Verry 1988) et le maintien de la structure et des fonctions de chaque type de milieu humide (Cole et al. 1997; Mitsch et Gosselink 2015; Sueltenfuss et Cooper 2019). Les liens entre le régime hydrologique et la structure de l'écosystème sont reconnus, tout particulièrement en ce qui a trait aux fluctuations du niveau de la nappe phréatique (Richter et al. 1996; Ellison et al. 2005; Cook et Hauer 2007; Robroek et al. 2009; Petru et al. 2014; Mitsch et Gosselink 2015; Sueltenfuss et Cooper 2019). À Saint-Gilles de Lotbinière, Dubé et al. (1993) ont démontré que les communautés végétales étaient fortement associées à la profondeur de la nappe phréatique.

En revanche, la présence d'un milieu humide agit selon ses caractéristiques sur le régime hydrologique (Verry 1988; Roulet 1990a; Jackson 2006; Acreman et Holden 2013; Fossey et al. 2016; Fossey et Rousseau 2016). La notion de rétroaction entre la végétation et la nappe phréatique a été documentée entre autres par Jutras et al. (2006a), Moore et al. (2015) et Waddington et al. (2015) pour les tourbières. La variation temporelle des niveaux de la nappe phréatique est une fonction hydrologique de référence du système (Rheinhardt et al. 2002; Xu et al. 2002). Le retour du niveau de la nappe phréatique à son niveau normal à la suite d'une restauration d'un milieu humide est un bon indicateur du rétablissement de ses fonctions écologiques (Sueltenfuss et Cooper 2019).

La faible perméabilité des sols hydromorphes et leur forte capacité de rétention en eau sont des attributs reconnus de la plupart des milieux humides (Mitsch et Gosselink 2015). Ces caractéristiques sont fréquemment la cause principale de la présence plus ou moins

permanente de l'eau sur un site. La texture fine du sol minéral tel un loam argileux ou l'argile réduisent de 90 à 350 fois la conductivité hydraulique saturée par rapport à celle d'un sable (Rawls et al. 1982; Jutras et al. 2013), ce qui cause une faible infiltration et une lente percolation de l'eau dans ces sols selon leur position topographique. L'augmentation de la densité du sol selon la profondeur, qui peut être causée par la présence d'un horizon induré ou la compaction, réduit substantiellement la conductivité hydraulique (Andrade 1971; Dubé et al. 1995; Carter et McDonald 1998; Xu et al. 2002; Dec et al. 2008). Une tourbière peut s'être développée sur un sol perméable (Gorham 1957), mais demeure suffisamment humide en raison de la forte capacité de rétention en eau et la faible conductivité hydraulique de la tourbe humique (Boelter 1964, 1965, 1969; Paavilainen et Päivänen 1995; Letts et al. 2000; Verry et al. 2011a; Jutras et al. 2013), cette dernière étant fréquemment plus faible que celle de l'argile (Rawls et al. 1982; Letts et al. 2000). En raison de leur grande capacité de rétention en eau (Richardson et Siccama 2000) ou de leur fausse capacité de régulariser le débit (Price et al. 2016), les propriétés hydrologiques des sols des milieux humides sont fréquemment assimilées à celles d'une éponge, particulièrement lorsqu'il s'agit de la tourbe (Bacon et al. 2017). Cependant, Richardson et Siccama (2000) ont démontré que la quantité d'eau retenue à la capacité au champ par la tourbe mésique et un loam sableux sur une base volumétrique est nettement plus élevée que celle d'une éponge qui perd son eau rapidement. L'impossibilité de presser le sol pour en extraire l'eau, comme on peut le faire avec une éponge, est une autre différence hydrologique connue entre les sols organiques et les éponges (Bacon et al. 2017).

La teneur en eau élevée des sols des milieux humides durant une partie de l'année les rend vulnérables à l'orniérage (Grondin et al. 2005) qui est l'effet le plus visible des activités forestières mécanisées sur ces milieux. L'orniérage cause la compaction ou le barattage (*puddling*) du sol dont l'intensité varie selon la texture, la teneur en eau (Green et al. 1983; Aust et al. 1995; Preston 1996) et le nombre de passages de la machinerie (Boileau et al. 2013). La compaction ou le barattage du sol minéral maintient le site plus humide en réduisant la conductivité hydraulique (Aust et Lea 1992; Aust et al. 1995; Miwa et al. 1998; Xu et al. 1999, 2002; Kværner et Kløve 2008). Il est à noter que l'effet contraire peut être observé en sol bien drainé où la compaction d'un sol grossier peut avoir un effet positif en réduisant la dimension des pores, ce qui augmente la rétention en eau disponible pour les plantes en période sèche (Arnup 1998; Brais 2001; Powers et al. 2005; Page-Dumroese et al. 2006).

Subdivision des milieux humides boisés en catégories

La diversité des milieux humides associée à leur localisation hydrogéomorphologique nous incite à traiter leur rôle par catégories. Les milieux humides dans cette étude sont d'abord divisés en deux zones de localisation, soit les milieux humides dans la plaine d'inondation et ceux en dehors de la plaine d'inondation (Tiner 2014). Les milieux humides de la plaine d'inondation correspondent aux écosystèmes ripicoles de Mitsch et Gosselink (2015) qui sont périodiquement inondés par l'eau provenant d'un cours d'eau adjacent qui déborde au-dessus de ses berges lors de crues. Les autres milieux humides ripicoles sur une berge trop élevée pour être inondée sont regroupés avec les milieux humides situés hors des plaines d'inondation, même s'ils sont directement en contact avec le réseau hydrographique via un lit de cours d'eau ou un ruissellement de surface occasionnel (Wilcox et al. 2011). On y regroupe aussi les autres milieux humides qui sont géographiquement isolés des cours d'eau (Tiner et al. 2002; Tiner 2003a, 2003b), même si certains y sont hydrologiquement connectés (Leibowitz 2015) par des écoulements souterrains lents dans des sols fins, ou rapides dans des sols grossiers (Winter et LaBaugh 2003).

La plupart des systèmes de classification des milieux humides (Cowardin et al. 1979; Tiner 1999; Mitsch et Gosselink 2015) ou spécifiquement des tourbières (Evans et Warburton 2010; Rydin et Jeglum 2013) utilisent l'hydrologie et la topographie à différents niveaux hiérarchiques pour regrouper les milieux humides en quatre (Golet et Larson 1974; Novitzki 1982; Brinson 1993), six (Mitsch et Gosselink 2015), sept (Smith et al. 1995; Acreman et Mountford 2010) classes ou plus. Une approche hydrogéomorphologique (Sidle et Onda 2004) basée sur les sources d'eau et la connectivité avec le réseau hydrographique a été proposée par Brooks et al. (2011b). Smith et al. (1995) réfèrent à sept types de milieux humides, soit – (i) plats dans la plaine d'inondation sur sol minéral ou (ii) sol organique, (iii) plats localisés entre les cours d'eau sur sol minéral ou (iv) sol organique, (v) de dépression (incluant l'étang vernal) et (vi) en pente alimenté par le suintement ou (vii) la nappe phréatique (fens).

Au Québec, les milieux humides ont été classés en quatre types (étang, marais, marécage, tourbière) en considérant l'hydrologie, la végétation et le sol (Bazoge et al. 2015). En tenant compte des fonctions hydrologiques, de l'hydrogéomorphologie, de la distribution des milieux humides dans le bassin versant, de la présence potentielle de la forêt et des études portant sur la récolte forestière, nous proposons l'utilisation de quatre catégories de milieux humides: catégorie 1: Milieux humides forestiers de la

plaine d'inondation; catégorie 2: Marécages boisés; catégorie 3: Étangs vernaux forestiers et catégorie 4: Tourbière forestière dans un bassin de tête.

Catégorie 1: milieux humides forestiers de la plaine d'inondation

Les tourbières et les marécages boisés de la plaine d'inondation considérés dans cette catégorie doivent leur existence au débordement au-dessus du niveau du sol de l'eau provenant des cours d'eau et des lacs (Gosselink et Turner 1978; Couillard et Grondin 1986), ou à la marée le long du Fleuve Saint-Laurent, dans la région de Québec (Couillard et Grondin 1986). L'intensité, la durée et la fréquence des inondations peuvent varier en fonction des terrasses (Bedinger 1981), des crêtes et des creux (Cronk et Fennessy 2001) dans la plaine inondable, de même qu'en fonction du régime hydrologique du cours d'eau. Ce type de milieu humide riverain (Ward 1998) n'est pas inondé pendant la très large majorité de la saison de croissance, permettant la baisse naturelle du niveau de la nappe phréatique et le développement de peuplements forestiers.

Effets de la récolte forestière

Caractéristiques des sites étudiés et aperçu des traitements sylvicoles

Les auteurs ne connaissent pas d'étude reliée aux opérations forestières sur ces milieux au Québec. Cependant, dans le sud-est des États-Unis, les plaines d'inondation (*riverine and alluvial floodplains*), selon Brinson (1993) et Smith et al. (1995), ont fait l'objet d'études hydrologiques et forestières. La précipitation annuelle moyenne varie entre 1 200 et 1 600 mm dans les aires d'études faisant l'objet de cette revue. Les profondeurs typiques de la nappe phréatique durant la période de croissance fluctuent entre 5 et 36 cm en année humide et entre 20 à 60 cm en année sèche (Aust et Lea 1992; Lockaby et al. 1997b). L'effet de l'intensité de récolte sur l'hydrologie a été évalué sur deux sites, tandis que trois études ont comparé la coupe manuelle avec extraction en hélicoptère qui perturbe peu le sol par rapport à l'extraction à l'aide de débuseuses sur roues causant de l'orniérage. La régénération naturelle après la récolte est privilégiée sur ces milieux périodiquement inondés. Elle provient des rejets de souches, de la régénération préétablie et des graines enfouies ou apportées avec l'eau (Aust et al. 2019).

Remontée de la nappe phréatique et durée de l'effet

La coupe partielle et la coupe totale ont augmenté le niveau de la nappe phréatique la première année après

la récolte de 0 et 14 cm (Lockaby et al. 1997b) et de 15 et 19 cm (Wang 1996, dans Sun et al. 2001) sur deux sites. Dans ce deuxième cas, l'augmentation a été réduite à 6 cm la deuxième année pour les deux traitements. Par contre, un cas de diminution du niveau de la nappe phréatique a été observé après la récolte. Cet effet a été attribué à l'exposition de la surface foncée des sols permettant d'absorber l'énergie solaire et d'augmenter l'évaporation de l'eau du sol (Lockaby et al. 1994, 1997c). L'étude d'Aust et al. (1990) montre une plus grande remontée de la nappe phréatique sur le site perturbé attribuable à une plus forte réduction de l'évapotranspiration et de la conductivité hydraulique qui diminue l'écoulement hypodermique (Aust et Lea 1992). Sept ans après la récolte, la nappe phréatique était plus basse pour les deux traitements par rapport à une forêt témoin non récoltée à cause d'une évapotranspiration plus élevée par la régénération dense et vigoureuse (Aust et al. 1997). Cependant, durant la période d'inondation, la nappe phréatique est au-dessus de la surface du sol et il n'y a donc pas de différence significative du niveau de la nappe entre les traitements et le témoin (Aust et Lea 1992; Aust et al. 1997).

Écoulement hypodermique et débit

Peu d'études traitent des effets de la coupe dans ce type de milieu humide sur le débit des cours d'eau adjacents. Perison et al. (1997) observent que la récolte ne réduit pas l'espace pour l'étalement de l'eau de crue et qu'elle a un effet plutôt négligeable par rapport aux inondations saisonnières. Elle a très peu d'effet sur la durée de la période d'inondation selon une revue de la littérature par Lockaby et al. (1997a). Les chemins construits selon de mauvaises pratiques dans la plaine d'inondation peuvent altérer, même à long terme, le niveau de la nappe phréatique et l'écoulement hypodermique (Rummer et al. 1997), ainsi que la direction de l'écoulement durant chaque période humide (Lockaby et al. 1997b).

Production de sédiments en lien avec la récolte et les chemins

La récolte forestière, avec ou sans perturbation, n'a pas augmenté la concentration de sédiments en suspension dans les cours d'eau adjacents (Lockaby et al. 1994, 1997c) mais elle a maintenu ou augmenté la rétention de sédiments dans le milieu humide durant les inondations jusqu'à la 7^e (Perison et al. 1997; Aust et al. 1997) ou 12^e (Warren 2001) année, à cause de la présence abondante de plantes herbacées (Perison et al. 1997; Aust et al. 1997; Warren 2001). Cependant, une diminution de la déposition de sédiments a été rapportée sur un site, mais les auteurs soulignent qu'il s'agit d'une

situation transitoire car leur étude s'étend sur une courte période avant la régénération des aires de récolte (Lockaby et al. 1997b). La surface de roulement d'un chemin mal conçu ou mal entretenu évacue des sédiments dans les fossés, mais la faible vitesse de l'écoulement en période d'inondation favorise la déposition de particules résultant en une absence de transport de sédiments en dehors de l'emprise des chemins (Rummer et al. 1997). Ce même constat a été fait par Appelboom et al. (2001, 2002) pour les chemins sur marécages plats de la Caroline du Nord.

Couvert végétal

La déposition de sédiments minéraux et organiques qui ont été apportés sur les sols inondés pendant la crue réduit la densité de la couche supérieure du sol (Rapp et al. 2001) et rétablit ses propriétés physiques (Aust et al. 2019), ce qui contribue à la restauration végétale et forestière après 7 (Aust et al. 2019) à 10 ans (Aust et al. 1998c), selon le site. Sur un des sites étudiés, les espèces étaient similaires, mais la biomasse aérienne était plus élevée pour le traitement avec débusqueuse 7, 16 et 24 ans après la récolte, ce qui a été attribué au captage plus élevé de sédiments et aux débris ligneux enterrés (Aust et al. 1997, 2019). Rapp et al. (2001) soulignent que les effets de la récolte étaient de courte durée et que l'utilisation de débusqueuses était appropriée sur les sols minéraux humides contenant souvent un pourcentage (23 %) élevé de matière organique. Divers degrés de perturbations produisent des peuplements à maturité similaires en termes de volume et d'espèces (Aust et al. 1998c). En conclusion, ces marécages boisés de la plaine d'inondation sont résilients (Jackson et al. 2004; Aust et al. 2019) et peuvent être aménagés durablement par l'usage de saines pratiques forestières (Aust et al. 2019).

Fonctions hydrologiques et récolte forestière

Les milieux humides de la plaine d'inondation contribuent à stocker l'eau particulièrement pendant les inondations (Hammer 1992; Poole et al. 2006; Rassam et al. 2006; Amoah et al. 2012), à réduire la vitesse d'écoulement de l'eau en crue par la rugosité des berges (Carter et al. 1979), de la microtopographie (Kvæerner et Kløve 2008; Frei et Fleckenstein 2014), de la végétation (Adamus et Stockwell 1983; Taylor et al. 1990; Gosselink et al. 1990; Hupp et Osterkamp 1996) et d'autres obstacles (Gosselink et al. 1990; Hammer 1992; Holden et al. 2007, 2008; Frei et al. 2010), ce qui réduit le volume (Abedini et al. 2006) et la pointe de crue (Verry et Boelter 1978; Carter et al. 1979; Sather et Smith 1984; Walton et al. 1996; Hillman 1998; Gamble et al. 2007) dans le cours d'eau adjacent. Plusieurs auteurs (Bullock et Acreman 2003; Keddy 2010; Acreman

et Holden 2013; Mitsch et Gosselink 2015) soulignent que les milieux humides de la plaine d'inondation sont particulièrement efficaces pour réduire les débits de crue. Il faut cependant rappeler que la végétation sur les rives et la plaine d'inondation, en ralentissant l'écoulement, augmente le niveau d'eau et l'étendue inondée (Rutherford et al. 2007; Swiatek et al. 2008; Abu-Aly et al. 2019). Cet effet dans la partie amont favorise la désynchronisation des pointes entre l'amont et l'aval (Adamus et Stockwell 1983), ce qui diminue la crue en aval (Rutherford et al. 2007). Cependant, la décharge de l'eau de la nappe phréatique lorsque l'inondation se prolonge peut augmenter le débit de pointe (Adamus et Stockwell 1983). En présence d'un coup d'eau, comme celui résultant du bris d'un barrage de castor, un espace plat occupé par un fen et un milieu minéral humide couvert de végétation arborescente, arbustive et herbacée, a permis l'étalement de la crue et une très forte réduction du débit de pointe (Hillman 1998).

La réduction de la vitesse d'écoulement de l'eau de crue et surtout la rugosité hydraulique de la surface du sol inondé favorisent la déposition de particules (Hupp et Bazemore 1993; Jeffries et al. 2003), de nutriments (Acreman et Holden 2013), et de certains polluants (Jenkins et Greenway 2005; Joyce 2012). Carter et al. (1979) soulignent que la végétation sur les berges des milieux humides de la plaine d'inondation joue un rôle pendant les inondations, soit – (i) d'amalgamer le substrat minéral déjà en place, – (ii) de dissiper l'énergie de l'écoulement de l'eau de crue, et – (iii) de retenir les sédiments en suspension dans cette eau de crue.

Après la crue, l'eau stockée dans les sols des milieux humides de la plaine d'inondation contribue à l'écoulement de base des cours d'eau (Whiting et Pomeranets 1997; Chen et Chen 2003; Bourgault et al. 2014; Larocque et al. 2016). En saison de croissance, un milieu humide de la plaine d'inondation qui supporte un peuplement forestier n'est pas plus efficace pour réduire la crue qu'une forêt voisine bien drainée où le sol offre généralement plus d'espace pour stocker l'eau, comme le soulignent Acreman et Holden (2013). Si le milieu humide est une tourbière, il y a encore moins d'espace pour stocker l'eau, même après une période sèche (Gao et al. 2018).

Il faut toutefois noter que le rôle des milieux humides sur la réduction de la crue n'est pas toujours séparé de celui de la surface plane de la plaine d'inondation dans les publications. Un cas fréquemment cité pour supporter l'efficacité des milieux humides riverains inondés est la faible crue de la rivière Charles à la suite d'un ouragan, par rapport à celle d'une rivière voisine, au Massachussets. Les milieux humides riverains couvrent 7 % de la superficie du bassin (477 km²) de la rivière Charles, alors qu'ils

sont pratiquement absents du bassin de la rivière voisine (Carter et al. 1979). Aucune information n'est donnée sur les superficies inondables des deux rivières, ce qui ne permet pas de différencier la contribution des milieux humides de la plaine d'inondation de la contribution de l'ensemble des superficies inondables.

Le consensus autour du captage de sédiments transportés dans l'eau de crue, de la réduction des débits de pointe du cours d'eau adjacent, de l'augmentation des débits d'étiages du cours d'eau adjacent et de la possible recharge de la nappe phréatique locale ou régionale n'est pas remis en cause par la récolte forestière. Lorsque les pratiques sylvicoles (Schilling et al. 2019) et les opérations de récolte sont appropriées, les effets de ces activités sont de courte durée (Lockaby et al. 1997a; Aust et al. 2019) et l'aménagement forestier est durable (Aust et al. 2019). Ces bonnes pratiques incluent nécessairement d'ajuster l'orientation par rapport à la pente des ornières et des chemins d'accès afin d'éviter l'érosion et le transport de sédiments.

Catégorie 2: marécages boisés

Les marécages boisés formant cette catégorie sont situés sur des terrains plats en dehors de la zone de débordement du réseau hydrographique. Ils peuvent être riverains ou isolés. Le marécage plat est un type de milieu humide mentionné par le (GTNTH 1988). En Amérique du Nord, les études traitant des effets de la récolte forestière sur l'hydrologie des marécages boisés proviennent essentiellement de trois régions, soit la plaine du Saint-Laurent au Québec, le nord du Minnesota et la plaine côtière du sud-est des États-Unis.

Effets de la récolte forestière

Caractéristiques des sites étudiés et aperçu des traitements sylvicoles

Les aires de récolte localisées près de la ligne de partage des eaux à Saint-Gilles (Dubé et al. 1995) et celles de Villeroy (Pothier et al. 2003) sont principalement alimentées par la précipitation durant la période de croissance. Une couche de sol induré (densité > 1,65 g cm⁻³) à plus de 50 cm de profondeur à Saint-Gilles et autour de 80–100 cm de profondeur à Villeroy explique le mauvais drainage et la présence de sols hydromorphes typiques (Dresser et Denis 1946; Dubé et al. 1995; Pothier et al. 2003). Le sous-groupe de sol dominant est le podzol humo-ferrique gleyifié (CEPPAC 1987). L'épaisseur de la couche de matière organique varie entre 10 et 30 cm. L'épinette rouge (*Picea rubens*) et le sapin baumier (*Abies balsamea*) dominent le couvert

arborescent. La profondeur d'enracinement varie entre 20 et 25 cm. La précipitation moyenne (1981–2010) annuelle et celle de la période mai-octobre se situent respectivement autour de 1 170 et 670 mm dans l'aire englobant les deux localités (Environnement Canada 2019). En période de croissance, la profondeur moyenne de la nappe phréatique varie autour de 54–65 cm sous les aires surélevées de la plaine (Britel 1992), de 27–58 cm à Saint-Gilles (Dubé et al. 1995) et de 25–35 cm à Villeroy (Pothier et al. 2003). En période sèche, la nappe atteint 40–60 et 50–60 cm (Dubé et al. 1995; Jutras et al. 2006b; Prévost et Gauthier 2013) de profondeur respectivement pour ces deux localités. Les coupes ont été effectuées en hiver, sauf sur deux sites de récolte totale à Saint-Gilles sur lesquels le transporteur sur roues de caoutchouc s'est déplacé dans le sens de la pente afin d'éviter de freiner l'écoulement latéral. La nappe étant située à plus de 30 cm de profondeur, le sol a été très peu perturbé (Roy et al. 2000), ce qui concorde avec une capacité portante du sol suffisante selon McKee (1985).

Au Minnesota, le niveau de la nappe phréatique a été suivi dans des peuplements constitués à plus de 75% de frênes noirs (*Fraxinus nigra*). L'argile lacustre située à plus de 10 à 150 cm de profondeur est responsable du mauvais à très mauvais drainage du sol dont les premiers 30 cm sont constitués d'un *muck*, c'est-à-dire un mélange de particules minérales et organiques dont la masse de ces dernières ne dépasse pas 20% de celle du mélange (USDA 1999). La précipitation annuelle est de 700 mm et sous 450 mm durant la saison de croissance. Les profondeurs moyennes et en période sèche de la nappe phréatique se situent autour de 50 et 100 cm respectivement (Slesak et al. 2014). La nappe est plus profonde que celle observée dans la plaine du Saint-Laurent car la précipitation estivale est plus faible durant la saison de croissance au Minnesota. La coupe par trouée (20% de l'aire), la coupe à blanc et l'annelage des arbres pour simuler leur mort par l'agril du frêne ont été effectués en hiver afin d'éviter les perturbations du sol (Slesak et al. 2014).

Les marécages arborescents de la plaine côtière du sud-est des États-Unis (Stanturf et Schoenholtz 1998; Rheinhardt et al. 2002), sont appelés milieux humides forestiers plats (*flatwoods*, *flatwoods cypress swamp*) et sols minéraux humides plats (*wet pine flat*, *wet mineral flat*), selon les classifications de Brinson (1993) et Smith et al. (1995). Les marécages plats (*flatwoods cypress swamp*) typiques du nord de la Floride supportent des plantations de pins (*Pinus elliotii*) (Riekerk et Horhnak 2000; Sun et al. 2001; Lu et al. 2009) et englobent des milieux souvent tourbeux peu profonds (< 1 m) dans lesquels on retrouve les forêts de cyprès (*Taxodium distichum*) (Bliss et Comerford 2002). Les sols des

marécages sont généralement saturés durant certaines périodes en raison de la topographie plane, de la fréquence des pluies, d'un ruissellement latéral lent dans une mince couche perméable (Williams et al. 1996) ou du sol qui restreint la percolation (Brooks et al. 2011b). Ils sont principalement alimentés par la précipitation (Jackson et al. 2004). Le niveau de la nappe phréatique et la teneur en eau de ces sols diminuent substantiellement durant la saison de croissance alors que l'évapotranspiration est élevée (Harms et al. 1998). Les marécages reliés aux activités forestières supportent principalement des plantations de pins. La précipitation annuelle moyenne dans les aires d'études varie entre 1 330 (Arkansas et Floride) à 1 700 mm (Caroline du Nord). Sur les sols minéraux plats de la Caroline du sud, la nappe phréatique est en moyenne à plus de 10 cm au-dessus du sol en année très humide. Sous une pluviométrie moyenne à très faible, les profondeurs moyennes sont autour de 70–100 à 250 cm (Amatya et al. 2019). Ces auteurs rapportent des moyennes à long terme variant entre 45 et 105 cm pour des sols à drainage imparfait à mauvais en Caroline du Nord. Des valeurs similaires sont observées sur les dépressions entourées de marécages plats du nord de la Floride (Riekerk 1989). La nappe normalement plus profonde qu'au Québec s'explique par la forte évapotranspiration dans le sud-est des États-Unis.

Les études dans cette partie des États-Unis comparent généralement des sols fortement et peu perturbés par les activités forestières. Une forte perturbation du sol est normalement associée aux travaux sur sols humides et une application inadéquate des meilleures pratiques d'aménagement. Les opérations sur sol sec ou celles qui appliquent les bonnes pratiques ont un effet minime sur le sol. Les teneurs en eau volumétriques de 30–40% et 10–25% caractérisent respectivement un sol humide et un sol sec pour les marécages boisés de cette région (Xu et al. 1999, 2002). La plupart des études comprennent aussi la comparaison avec un traitement chimique que nous avons exclue de cette revue. Une description détaillée de la sylviculture et des opérations forestières courantes dans la plaine côtière du sud-est des États-Unis est disponible dans Aust et al. (2019). Généralement, une abatteuse et une débardeuse sur roues de caoutchouc sont utilisées pour la récolte. La préparation mécanique du sol peut comprendre l'ablation de la végétation par scalpage à l'aide d'une lame de tracteur, la fragmentation des résidus avec un rouleau muni de dents, la mise en andins ou le brûlage des déchets de coupe et le façonnage des lits de plantation. Le façonnage peut comprendre la formation d'une plate-bande ou une succession de sillons et billons faits à l'aide d'une charrue.

Remontée de la nappe phréatique

La remontée de la nappe phréatique est proportionnelle à la réduction du couvert forestier lors de la récolte (Trousdel et Hoover 1955; Riekerk 1983; Beasley et Granillo 1983; Pothier et al. 2003; Jutras et al. 2006b; Slesak et al. 2014). L'ablation du couvert réduit la transpiration (Riekerk 1989; Dubé et al. 1995; Sun et al. 2000, 2001) et l'interception, toutes deux à peu près également responsables d'une forte proportion de l'évapotranspiration (Rutter et al. 1975; Aston 1979; Waring et al. 1981; Dubé et Plamondon 1995; Roy et al. 2001). Diamond et al. (2018) n'ont pas observé de perturbation hydroécologique à la suite de la coupe par trouée, confirmant la stratégie sylvicole favorisant la coupe partielle proposée par Slesak et al. (2014). Riekerk (1989) préconise la coupe partielle sur les dépressions supportant le cyprès en Floride pour réduire la remontée de la nappe phréatique. La coupe totale augmente le niveau de la nappe phréatique de l'ordre de 12–23 cm dans la plaine du Saint-Laurent (Dubé et al. 1995; Roy et al. 2000; Pothier et al. 2003; Marcotte et al. 2008), d'environ 50 cm au Minnesota (Slesak et al. 2014) et autour de 14–21 (Preston 1996; Xu et al. 2002), 40 (Lu et al. 2009), 50 (Riekerk 1989; Bliss et Comerford 2002; Amatya et al. 2019) et 63 cm (Aust et al. 1995) dans le sud-est des États-Unis, selon le site et l'année. La remontée de la nappe phréatique dans l'assiette de coupe s'est étendue latéralement sur moins de 7 m en forêt adjacente non récoltée au Québec (Dubé et al. 1995; Roy et al. 2000) et sur un site en France (Lévy 1990).

La remontée de la nappe phréatique en réponse à une pluie ou à la récolte est plus forte dans les sols à texture fine ou lorsque la nappe est profonde à cause de la réduction générale de la dimension des pores jusqu'à une certaine profondeur dans le sol (Dubé et al. 1995; Pothier et al. 2003; Marcotte et al. 2008; Lu et al. 2009; Slesak et al. 2014). Ces derniers auteurs et d'autres (Crownover et al. 1995; Preston 1996; Sun et al. 2000; Xu et al. 2002; Bliss et Comerford 2002; Jutras et al. 2006b) montrent que la remontée causée par la récolte est négligeable lorsque la nappe est près de la surface en période humide. En présence d'ornières sans barattage (*puddling*), les remontées de la nappe ont été de 43, 18 et 8 cm pour les sols à drainage modéré, imparfait et mauvais, respectivement. Ainsi, un sol mieux drainé dont la nappe est généralement plus profonde est plus fortement affecté par la récolte avec perturbation du sol (Aust et al. 1995).

La remontée de la nappe est généralement plus grande sur les sites plus perturbés (Beasley et Granillo 1983, 1988; Aust et al. 1993; Xu et al. 1999) principalement à cause de la destruction de la végétation (Xu et al. 2002) et, dans certains cas, de la diminution de l'écoulement

hypodermique vers l'extérieur du site (Xu et al. 1999). Par contre, à la suite d'une coupe totale au nord de la Floride, la nappe phréatique s'est élevée plus fortement sur le bassin récolté avec précautions (Swindel et al. 1982) en raison de l'infiltration par rapport au bassin perturbé où le ruissellement sur le sol minéral exposé a été favorisé (Lu et al. 2009).

Durée de la remontée de la nappe phréatique

À Saint-Gilles, les résultats de Marcotte et al. (2008) montrent un taux de rabattement de la nappe phréatique de 60% 10 ans après la coupe, ce qui indique un retour à la normale environ 17 ans après la coupe. Prévost et Gauthier (2013) ont démontré à Villeroy une récupération totale 15 ans après la coupe lorsque la nappe phréatique se situe dans les premiers 15 cm de profondeur, mais une faible remontée de 5 cm lorsque la nappe se situe autour de 40 cm de profondeur. Malgré une remontée plus faible de la nappe phréatique sous le régime de la coupe partielle ou de la mortalité des arbres par annelage (Slesak et al. 2014), la période pour un retour à la normale est similaire à celle de la coupe totale (Prévost et Gauthier 2013). La régénération suivant ce dernier traitement est généralement plus rapide en raison d'une faible compétition pour la lumière et les nutriments par rapport à une coupe partielle (Roy et al. 2000; Pothier et al. 2003). La remontée de la nappe phréatique se rétablirait 2 ans après une coupe précommerciale (Jutras et al. 2006b). Les aires traitées par la récolte totale et l'annelage des frênes noirs au Minnesota présentent toujours une remontée de la nappe phréatique et une réduction de l'évapotranspiration 5 ans après le traitement (Diamond et al. 2018).

Dans le sud-est des États-Unis, malgré une petite remontée de la nappe durant la 3^e année après la coupe, Riekerk (1989) et Sun et al. (1998b) suggèrent que l'effet peut durer plus longtemps sous des précipitations plus faibles. Sur un autre site, la remontée moyenne de la nappe était encore apparente après 6 ans sur les aires faiblement et fortement perturbées (Lu et al. 2009). D'autres résultats similaires à ce qui précède ont été publiés (Williams et Lipscomb 1981; Bliss et Comerford 2002). Le façonnage des lits de plantation contribue à court terme (Lang et al. 2016) à réduire la remontée de la nappe phréatique, mais après 6 ans la récupération est maximale sur les sites peu perturbés (ex. activités sur sol peu humide) sans lits de plantation (Xu et al. 1999, 2002).

Débites du cours d'eau alimenté par le marécage traité par la coupe

En terrain plat, la méthode consiste à délimiter, souvent artificiellement, des petits bassins versants témoins et

traités. L'effet de la coupe dans cette section est évalué sur les débits mesurés à l'exutoire des bassins versants. En Floride, Riekerk (1983) rapporte des augmentations du débit annuel de cours d'eau la première année après la coupe en proportion du couvert enlevé. L'augmentation du débit après la récolte des cyprès dans des dépressions est négligeable en période humide et de 50% en période sèche (Sun et al. 2000, 2001), avec un retour à la normale après 5 ans (Bliss et Comerford 2002). Sur un marécage très perturbé, la récolte a causé une augmentation du débit annuel, des volumes de crue et du débit de pointe durant la 1^{re} année alors qu'il n'y a eu aucun changement du débit provenant d'un bassin versant peu perturbé (Beasley et Granillo 1983, 1988). De même, le débit annuel a augmenté 5 fois plus sur un bassin versant fortement perturbé, surtout en période sèche (Riekerk 1983, 1989; Swindel et al. 1983b), alors que l'effet était négligeable en période humide (Sun et al. 2004). Le débit annuel était encore élevé après 6 ans (Sun et al. 2001) et un retour à la normale est prévu 10 ans après la récolte (Sun et al. 1998a, 1998b). Les faibles augmentations du débit annuel sur deux bassins peu perturbés ont duré 1 an (Swindel et al. 1982) et 2 ans (Fisher 1981), mais aucun changement du débit de pointe n'a été observé pour le premier cas (Swindel et al. 1982). Sur un site perturbé, Lakel et al. (1999) n'ont pas observé de changement du niveau moyen de la nappe phréatique et de la teneur en eau moyenne par rapport au témoin. Dans certains cas, les perturbations du sol lors de la récolte et du façonnage des lits de plantations modifient le ruissellement et le degré de saturation entre les microsites (Miwa et al. 1998, 1999) sans modifier les flux d'eau globaux entre l'aire perturbée et le milieu environnant (Miwa et al. 1999) ou en augmentant le débit de pointe (Swindel et al. 1983a).

Production de sédiments en lien avec la récolte et les chemins

Durant les 2 années après la récolte, l'exportation de sédiments à partir du parterre de coupe vers l'exutoire d'un bassin perturbé a faiblement augmenté (Beasley et Granillo 1983, 1988), alors qu'un bassin peu perturbé a produit un accroissement notable des sédiments en suspension (Fisher 1981). Sur un autre site, on attribue au ruissellement et au scarifiage une exportation mesurable de sédiments qui est retournée à la normale durant la 3^e année après la récolte, alors qu'il n'y a pas eu de changement sur un bassin versant peu perturbé (Riekerk 1983). Les perturbations du sol lors de la récolte ou une application non conforme des bonnes pratiques d'aménagement ailleurs dans le sud-est des États-Unis ont produit des résultats similaires sur les apports de sédiments (Neary et al. 1989; Riekerk et al. 1989). Les

chemins sont reconnus pour être la principale source de sédiments en l'absence de mesures appropriées lors de leur construction et de leur entretien, mais en terrain plat la stabilisation du talus ou l'utilisation d'un bourrelet pour évacuer l'eau à un endroit stabilisé du talus sont des mesures jugées adéquates (Appelboom et al. 2002). De plus, les chemins n'ont pas d'effet sur les apports de sédiments à l'exutoire du bassin versant, car sur ces terrains plats les particules se déposent dans les fossés (Appelboom et al. 2001). D'autres études ont démontré que les plantations de pins pouvaient être effectuées sans détériorer la qualité de l'eau si les fossés de drainage étaient rapidement stabilisés (Askew et Williams 1986; Williams et Askew 1988; Shepard (1994)). Une augmentation négligeable des sédiments en suspension a été observée par Lebo et Herrmann (1998) à la suite de l'entretien des chemins, de la récolte forestière et de la préparation du site pour le reboisement.

Caractéristiques physiques et hydrologiques des sols

À court terme, les caractéristiques physiques et hydrologiques du sol sont affectées par les perturbations du sol. Une augmentation de la densité et une réduction de la conductivité hydraulique saturée par l'orniérage (profondeur 150 mm) et une diminution plus forte de la conductivité par le barattage ont été observées (Aust et al. 1993, 1995). Cependant, le barattage d'un sol saturé réduit sa densité car les pores pleins d'eau ne sont pas compressibles (Aust et Lea 1992). La préparation des aires récoltées pour le reboisement en mélangeant les matières organiques et minérales de la couche supérieure du sol modifie peu durant 1 ou 2 ans sa densité, sa porosité et sa conductivité hydraulique entre les ornières (Miwa et al. 1998), mais affecte négativement ces mêmes caractéristiques dans l'horizon sous-jacent (Aust et al. 1993, 1995; Miwa et al. 1998). Sous les ornières, le sol peut être compacté jusqu'à 30 cm de profondeur (Gent et al. 1983) ou plus, ce qui diminue fortement la conductivité hydraulique (Miwa et al. 1998). Avec le temps, la sphaigne (Asada et al. 2004) ou autres plantes et les variations hydriques du sol forment un nouvel horizon dans le fond de l'ornière, ce qui améliore la conductivité hydraulique (Miwa et al. 1998).

Lang et al. (2016) ont démontré une restauration de la macroporosité, de la porosité totale, de la densité apparente et de la conductivité hydraulique saturée 17 ans après quatre traitements comprenant deux niveaux de perturbations avec ou sans façonnage du lit de plantation. En utilisant une autre classification de parcelles incluant la présence d'ornières profondes, d'ornières peu profondes

et du barattage (Aust et al. 1998a), seule la macroporosité dans les deux derniers traitements n'avait pas totalement récupéré après 17 ans (Lang et al. 2016). Dans une autre étude, 24 ans après la perturbation par le barattage, la compaction, la porosité et la conductivité hydraulique étaient retournées à la normale (Neaves et al. 2017).

Végétation et drainage sylvicole

La survie des semis peut être compromise lors d'une saison végétative très humide, mais le drainage sylvicole ne semble pas nécessaire pour assurer le retour des peuplements forestiers ou la survie des plantations. À Saint-Gilles, les semis sur les buttes par rapport à ceux dans les creux avaient de meilleurs taux de survie et de croissance. De plus, la distance du fossé de drainage n'avait pas d'effet sur ces taux (Roy et al. 1999). Douze ans après la coupe totale, la densité des arbres atteignait plus de 16 000 tiges/ha dans deux marécages (Jutras et al. 2006b).

Au Minnesota, la densité d'arbres régénérés était plus élevée 4 ans après la récolte totale par rapport à la coupe par trouée et à l'annelage. Le frêne noir dominait les espèces ligneuses dans tous les traitements, mais la densité et la distribution des espèces ligneuses n'atteignait pas les critères d'une régénération adéquate. La richesse et la densité des plantes herbacées ont augmenté dans tous les traitements, mais le couvert des graminées n'a pas augmenté pour le traitement par annelage. Dans ce dernier traitement, une augmentation des espèces indicatrices de milieux humides a été observée (Looney et al. 2017), ce qui correspond aux observations hydrologiques de Diamond et al. (2018). En plus de la plantation recommandée par Slesak et al. (2014) avant une épidémie par l'agrile du frêne, Looney et al. (2017) suggèrent par la suite de contrôler les plantes herbacées et arbustives.

La végétation dans le sud-est des États-Unis récupère plus rapidement que les propriétés physiques du sol. La productivité des pins sur des sites avec ornières et barattage sur 10% de l'aire récoltée était rétablie 4 ans après le façonnage du lit de plantation et la combinaison façonnage et hersage. Cependant, le rétablissement n'était pas complet à la suite de la réduction du mouvement de l'eau par le hersage seulement (Aust et al. 1998b). Sur un autre site, la croissance du pin à 5 et 10 ans n'était pas différente entre les récoltes en période humide avec fortes perturbations du sol et celles peu perturbatrices en période sèche (Eisenbies et al. 2004, 2007), ce qui constitue un indicateur du rétablissement du système eau-sol. Le drainage sylvicole par fossés et la formation de lit de plantation rabattent la nappe phréatique en période humide (Amatya et al. 2019) et

favorisent l'établissement et la survie des semis (Aust et al. 2019). Avec le rétablissement de la végétation, le drainage sylvicole n'abaisse pas significativement le niveau de la nappe phréatique lorsque la pluviométrie est faible à moyenne (Amatya et al. 2019). En Virginie, les peuplements de 22 ans étaient similaires à la suite du drainage et du façonnage des lits de plantation, mais la biodiversité était plus grande pour le dernier traitement qui favorise les microsites (Hauser et al. 1993). Après 33 ans, les caractéristiques des peuplements sous les deux traitements précédents étaient similaires avec l'absence de préparation du site après la récolte (Kyle et al. 2005), ce qui ne supporte pas la nécessité du drainage sylvicole intensif pour rétablir les peuplements forestiers. De plus, le statut de milieu humide est perdu par le drainage (Amatya et al. 2019), selon les critères établis (Skaggs et al. 1994; USACE 2005; Skaggs 2012).

Jutras et Prévost (2013) concluent aussi à la non-nécessité du drainage sylvicole intensif. Sur les marécages du sud-est des États-Unis, un drainage mineur qui s'apparente au drainage extensif illustré par Jutras et Prévost (2013) est défini comme un moyen minimum et temporaire d'évacuation de l'eau de surface (Dahl et Stedman 2013) nécessaire pour la récolte avec faible perturbation du sol et la régénération du site (NCFS 2015). Ce type de drainage sylvicole doit maintenir les attributs de milieu humide du site pour être exempté de la demande d'un permis, selon la section 404 du *Clean Water Act of 1977* (SCFC 2007; Skaggs et al. 2011). Pour éviter la paludification, un drainage mineur à l'aide de fossés de faible profondeur, d'un scarifiage par sillons ou par monticules est un moyen qui peut s'ajouter à ceux proposés par Lavoie et al. (2005).

Fonctions hydrologiques et récolte forestière

Les marécages en terrains plats (*wet pine flats*) du sud-est des États-Unis se distinguent des milieux terrestres bien drainés par un écoulement souterrain vertical et horizontal lent (Harms et al. 1998; Rheinhardt et al. 2002) de manière diffuse (Brinson 1993; Bedford et Godwin 2003) dans la couche supérieure du sol ayant généralement une forte teneur en matière organique. En période humide, la microtopographie (Rothwell et al. 1993; Chimner et Hart 1996; Roy et al. 1999; Frei et al. 2010; Verry et al. 2011b) par la présence de creux qui stockent temporairement l'eau et l'écoulement diffus à travers les bosses minimisent la génération des crues. Enfin, lorsqu'il y a du ruissellement, ce dernier est lent à cause des faibles pentes (Rheinhardt et al. 2002).

L'infiltration en milieu forestier contribue à la recharge de la nappe phréatique en période humide (Riekerk 1989; Williams et al. 2016; Amatya et al. 2019),

ainsi que les sols minéraux saturés à la fin de la période humide qui prolongent la durée de l'infiltration (Liu et Kumar (2016). La durée de la présence d'eau au-dessus du sol (Nilsson et al. 2013) dans les dépressions peu profondes typiques du nord de la Floride, ainsi que l'écoulement hypodermique de ces dernières vers les sols plus perméables de la forêt environnante contribuent à la recharge de la nappe phréatique (Riekerk (1989); Mansell et al. (2000). La recharge de la nappe assure l'écoulement de base des cours d'eau entre les périodes humides selon Callahan et al. (2017).

La remontée de la nappe à la suite de la récolte forestière, en augmentant le gradient hydraulique, favorise la recharge de la nappe phréatique sur les sites où la recharge se produit, particulièrement lorsque les meilleures pratiques d'aménagement (Schilling et al. 2019) sont appliquées. Dans le sud-est des États-Unis, la remontée de la nappe phréatique s'accompagne d'une augmentation du débit annuel des cours d'eau adjacents et leur écoulement d'étiage en période sèche. Sous le régime hydrologique des marécages plats (*wet pine flats*) qui incluent en conditions naturelles une nappe au-dessus de la surface du sol en périodes très humides (Rheinhardt et al. 2002), la récolte n'affecte pas significativement l'écoulement de crue car la capacité de stockage est dépassée avec ou sans la récolte forestière (Sun et al. 2004). Sur d'autres marécages, il n'y a pas de saturation complète du sol en conditions naturelles. Dans ce cas, le degré de saturation du sol augmente après la récolte, ce qui favorise l'augmentation des débits de pointe (Beasley et Granillo 1988). Enfin, l'effet des activités forestières sur la répartition du ruissellement et de l'infiltration (Miwa et al. 1999) et sur les processus biogéochimiques et la qualité de l'habitat (Rheinhardt et al. 2002) est confiné aux aires récoltées.

Catégorie 3: étangs vernaux forestiers

L'étang vernal, souvent localisé dans une dépression du roc, est généralement de petite superficie (<0,4 ha, Calhoun et deMaynadier 2004; <0,1 ha Kolka et al. 2011; Piché et al. 2017; Roux 2019); il contient une faible profondeur d'eau durant au moins 2 mois (Bennett 2010) et ne possède pas de tributaire ni d'exutoire permanent (Calhoun et deMaynadier 2004). Il s'assèche normalement en période estivale (Brooks et Hayashi 2002; Kolka et al. 2011; Javornik et Collinge 2016; Boone et al. 2017; Calhoun et al. 2017). Toutefois, l'eau peut demeurer en permanence certaines années (Tiner et al. 2002). Il est à noter que Tiner et al. (2002) classent l'étang vernal dans le groupe des milieux humides de dépression. Le processus de la paludification (Rydin et Jeglum 2013) survient rarement dans ces écosystèmes

(Roux 2019). Leur importance écologique, notamment pour les communautés animales spécialisées, est reconnue (Calhoun et deMaynadier 2004; Piché et al. 2017).

Effets de la récolte forestière

Caractéristiques des sites étudiés et traitements sylvicoles

La seule évaluation hydrologique portant sur la récolte forestière autour des étangs vernaux a été effectuée au Minnesota par Kolka et al. (2011). Ils ont étudié 16 étangs vernaux de 0,02 à 0,15 ha dont le sol est constitué d'un *muck* de 10 à 18 cm d'épaisseur. Les quatre étangs témoins ont été comparés à ceux traités par la coupe totale sur le bassin versant incluant une bande boisée de 15 m de largeur, une bande éclaircie à 50% (surface terrière) ou une bande totalement récoltée autour de certains étangs. La précipitation annuelle moyenne est de 710 mm. La profondeur moyenne de l'eau dans les étangs témoins a varié entre 7 cm durant l'année avec une précipitation de 250 mm sous la normale, et autour de 20 à 24 cm lorsque la précipitation était entre 50 et 150 mm au-dessus de la normale.

Remontée du niveau d'eau et durée de l'effet

La plus forte remontée du niveau d'eau s'est produite l'année suivant la coupe pour tous les traitements. Cependant, la bande récoltée a produit la plus grande remontée parmi les traitements en raison de la forte réduction de l'évapotranspiration autour de l'étang non compensée par une augmentation de l'évaporation de l'eau exposée au soleil et au vent. Dès la 2^e année, ce traitement a donné un niveau d'eau inférieur à celui des autres traitements en raison de la forte régénération forestière dominée par le tremble (*Populus tremuloides*), alors que l'exposition de l'eau à l'évaporation était maintenue. Cependant, la hauteur d'eau maximale annuelle a été significativement plus élevée dans ce traitement pendant les quatre années suivant la coupe (pas d'évaluation pour la 5^e année). L'augmentation du niveau maximal est attribuée à la réduction de l'interception de la neige dans la bande autour de l'étang (Kolka et al. 2011). L'ombrage assuré par la bande boisée et la bande éclaircie réduit l'évaporation de l'eau ainsi que le taux de régénération forestière près de l'étang par rapport à la récolte totale, ce qui maintient un niveau d'eau moyen plus élevé durant les années 2 à 4 après la récolte. Le niveau moyen est revenu à la normale la 5^e année pour tous les traitements (Kolka et al. 2011).

Invertébrés aquatiques et amphibiens

La récolte au Minnesota a eu un effet mesurable sur la communauté aquatique d'invertébrés des étangs, mais

l'impact a été en partie mitigé par la conservation de bandes boisées autour des étangs (Hanson et al. 2010). Ces auteurs soulignent qu'un changement de la communauté ne constitue pas une déficience écologique. L'effet dépend de l'abondance et de l'état des autres étangs dans le paysage. Les résultats de cette étude combinés à ceux portant sur les amphibiens autour de quatre étangs du Maine (Popescu et al. 2012) ont contribué à la recommandation de bonnes pratiques d'aménagement présentées dans une section subséquente. Au Maine, les auteurs ont comparé les effets de la coupe totale avec rétention ou enlèvement des gros débris ligneux, la coupe partielle retenant 50% de la canopée et la forêt témoin ayant un couvert de 74 %.

Suggestions de meilleures pratiques sylvicoles autour des étangs

Des adaptations de bonnes pratiques d'aménagement forestier normalement utilisées ont été proposées pour les étangs vernaux dans le but de minimiser la sédimentation et les changements hydrologiques pouvant détériorer la qualité de l'habitat aquatique. Une première considération consiste à identifier les étangs (ex. Calhoun et deMaynadier 2004; MFRC 2014; PNHP 2015; Calhoun et al. 2017) et à localiser les chemins d'accès à plus de 60 m de ces derniers (Edwards 2011). Il faut éviter en tout temps la présence de machinerie dans les étangs, l'apport de déchets de coupe et la formation d'ornières (Bennett 2010) qui permettent l'érosion et le transfert de sédiments dans la dépression (Calhoun et deMaynadier 2004). Il est recommandé de prévoir une bande de protection qui varie selon les juridictions entre 7,6 m (Edwards 2011), 15 m (Hanson et al. 2010; Kolka et al. 2011), 30 m (Calhoun et deMaynadier 2004) ou 60 m (Bennett 2010) autour de la dépression.

Des amphibiens, comme la salamandre (*Ambystoma*), se reproduisent dans l'étang, mais passent une partie de leur vie en forêt (Tiner 2003a). Il a été proposé d'élargir la zone de protection par l'ajout d'une zone de conservation entre 30 et 100 m (Calhoun et deMaynadier 2004) ou 30 et 300 m (Bennett 2010; PNHP 2015) de l'étang. Calhoun et deMaynadier (2004) suggèrent un peuplement de 6 à 9 m de hauteur ayant une densité de 75% dans la zone de protection et de 50% (Bennett 2010) dans la zone de conservation. Dans cette dernière, Calhoun et deMaynadier (2004) préconisent une coupe partielle ou par petites trouées (<0,3 ha) avec une faible perturbation du parterre forestier (Bennett 2010). Le maintien de corridors entre les étangs est aussi recommandé (PNHP 2015). Cependant, la généralisation des traitements sylvicoles n'est pas toujours applicable à cause de la très grande

variabilité d'utilisation des habitats par les amphibiens (Popescu et al. 2012). Compte tenu des résultats de quelques études portant sur la récolte forestière (Hanson et al. 2010; Kolka et al. 2011; Popescu et al. 2012), le maintien d'une structure inéquienne (Calhoun et al. 2017) serait l'idéal si le peuplement s'y prête. Selon le type de peuplement et la structure d'âge, des coupes totales par petites trouées seraient la deuxième option. Sinon, la coupe totale doit permettre de maintenir une bande 15 m sur une partie du pourtour des étangs et du bassin versant. La bande étant susceptible au chablis, il semble approprié d'intervenir dans la bande afin de maintenir une structure moins susceptible d'être totalement renversée. Une coupe totale sur moins de 50% de la superficie du bassin versant et un retour après le rétablissement d'un couvert végétal seraient appropriés si le peuplement ne se prête pas aux traitements précédents.

Fonctions hydrologiques et récolte forestière

Roux (2019) a révisé la littérature et analysé l'hydrologie de 16 étangs vernaux en Outaouais. Les apports d'eau aux étangs vernaux par la précipitation, l'eau de la nappe phréatique et l'écoulement hypodermique constituent dans le même ordre environ 10, 30 et 60% des gains totaux durant une saison estivale. La proportion des pertes durant la même période est de 10, 20 et 70% par l'évapotranspiration, le débordement et l'infiltration, respectivement (Roux 2019). L'évapotranspiration et l'infiltration ont représenté respectivement 37 et 63% de la perte d'eau d'un étang du Wisconsin (Novitzki 1982). Ces valeurs varient entre les étangs et les années (Roux 2019), mais elles montrent que l'eau provenant de la nappe phréatique et de l'écoulement hypodermique accumulé dans l'étang est principalement retournée au sol par l'infiltration. Étant donné le très faible volume des étangs vernaux par rapport à la capacité de stockage du sol à l'échelle du paysage, le rôle de ces étangs sur les fonctions hydrologiques apparaît marginal tout en étant positif. En crue, les étangs retiennent un volume d'eau supplémentaire à celui du sol qui occuperait le même volume (Ewel 1990), ce qui réduit le volume de la crue. La présence d'eau durant l'été contribue à recharger lentement la nappe phréatique sous-jacente, ce qui peut contribuer à maintenir le débit d'étiage de cours d'eau situés en aval. L'évapotranspiration par unité de surface de la zone d'influence de l'étang (racines dans un sol humide) est plus élevée que celle du bassin versant, mais la perte supplémentaire apparaît négligeable à cause de la faible superficie de cette zone et l'eau retenue pendant les crues aurait en partie été évacuée du bassin versant. Le rôle des étangs vernaux est surtout important pour les fonctions écologiques reliées aux

organismes aquatiques et amphibiens, car ceux-ci dépendent de l'hydropériode (Roux 2019).

La récolte forestière dans le bassin versant des étangs vernaux augmente les apports d'eau à ces derniers, allonge l'hydropériode (Kolka et al. 2011) et pourrait avoir un effet positif pour les organismes dépendant de l'étang. La recharge de l'eau du sol et le débit d'étiage en aval seront favorisés par la récolte forestière effectuée sans apports de sédiments susceptibles de réduire la perméabilité du fond de l'étang. Les débordements de certains étangs pourraient s'amplifier, mais ce changement est peu susceptible d'augmenter les débits de pointe sur des bassins versants de quelques dizaines d'hectares à cause de la répartition des étangs dans l'espace qui ne favorise pas la synchronisation des écoulements.

Catégorie 4: tourbière forestière dans un bassin de tête

Nous avons classé dans cette catégorie des tourbières situées relativement près de la ligne de partage des eaux ayant fait l'objet d'études hydrologiques à la suite de la récolte forestière. Des tourbières en terrain plat à Saint-Gilles dans la plaine du Saint-Laurent forment un premier groupe, alors qu'un deuxième groupe est composé de tourbières de la ceinture d'argile du nord-est de l'Ontario. Les troisième et quatrième groupes comprennent des tourbières de dépression alimentées par un bassin versant identifiable au Minnesota et les tourbières de la plaine boréale des Prairies canadiennes.

Effets de la récolte forestière

Caractéristiques des sites étudiés

À Saint-Gilles, une tourbière peut être présente à partir de la ligne de faite d'un bassin versant (Belleau 1988; Belleau et al. 1992) ou débiter à une certaine distance de cette dernière. Sur le site d'étude de Pepin et al. (1992), l'épaisseur de la matière organique du faite à 55 m de ce dernier varie de 10 à 30 cm (marécage), puis fluctue autour de 50–60 cm (tourbière) jusqu'à 180 m de distance. Les cinq tourbières concernées par un suivi du niveau de la nappe phréatique (Dubé et al. 1995) sont distantes de 50 à 150 m de la ligne de faite. Elles sont principalement alimentées par les précipitations, mais la pente générale du sol minéral sous-jacent, malgré la présence d'ondulations (Pepin et al. 1992), induit un écoulement phréatique vers l'aval. L'épaisseur de la couche de matière organique varie entre 60 et 300 cm et les essences les plus fréquentes sont l'érable rouge (*Acer rubrum*), le thuya occidental (*Thuja occidentalis*) et le sapin baumier (*Abies*

balsamea). La profondeur moyenne de la nappe phréatique en période de croissance varie entre 13 et 28 cm selon les années (Belleau et al. 1992; Britel 1992; Dubé et al. 1995). Dans deux tourbières des Appalaches, les profondeurs annuelles moyennes à différents points ont varié entre 16 et 40 cm durant une période de 5 ans (Prévost et al. 1997).

La faible conductivité hydraulique de la tourbe humique observée à Saint-Gilles (Belleau 1988; Belleau et al. 1992) réduit fortement la circulation de l'eau et le débit dans les fossés (Belleau 1988) ou les cours d'eau adjacents (Bay 1967; Paavilainen et Päivänen 1995; Jutras et al. 2009) lorsque la nappe atteint environ 40 cm de profondeur. Les conductivités hydrauliques de la tourbe humique sont du même ordre de grandeur que celles observées sur d'autres sites de la plaine du Saint-Laurent (Plamondon et Belleau 1991; Belleau et al. 1992), des Appalaches (Prévost et al. 1997; Bélair et al. 2003), du Lac-Saint-Jean (Price 2003), ou rapportés dans la littérature (Boelter 1965; Letts et al. 2000; Päivänen et Hänell 2012). La teneur en eau de la tourbe décomposée est alors réduite presque exclusivement par le prélèvement de l'eau pour la transpiration de la végétation (Holden et Burt 2003). À plus de 40 cm de profondeur, le rendement spécifique de la tourbe humique est très faible (Lagacé 1981; Belleau 1988), tel qu'observé ailleurs dans la plaine du Saint-Laurent (Bourgault et al. 2017) ou au Minnesota (Boelter 1968) et démontre la faible quantité d'eau qui peut être relâchée par une baisse subséquente de la nappe phréatique.

Les tourbières en terrain plat de la ceinture d'argile du nord-est de l'Ontario forment un deuxième groupe ayant fait l'objet de suivi de la récolte forestière (Berry et Jeglum 1988, 1991a; Roy et al. 1997; Groot 1998). Elles sont principalement alimentées par la précipitation avec une contribution plus ou moins importante de l'écoulement souterrain latéral tel qu'observé par Berry et Jeglum (1991a). La précipitation annuelle est de 885 mm dont environ 400 mm en période de croissance. La tourbe atteint jusqu'à 300 cm d'épaisseur et l'espèce arborescente dominante est l'épinette noire (*Picea mariana*). La conductivité hydraulique de la couche de tourbe entre 20 et 40 cm de profondeur est similaire à celle de Saint-Gilles (Berry et Jeglum 1991a), ce qui indique une très faible perméabilité de l'ordre de $0,003 \text{ m d}^{-1}$ plus en profondeur.

Les tourbières du Minnesota formant le troisième groupe sont localisées dans des dépressions et sont alimentées par des versants boisés sur sol minéral qui les entourent presque totalement. La hauteur maximale entre les tourbières et la ligne de partage des eaux est de 20 m. Les versants s'étendent en moyenne sur 100 à

400 m. Durant certaines périodes de l'année, les apports d'eau des versants sont très importants par rapport à la précipitation directe sur les tourbières ombrotrophes appelées bogs. Le dessus des tourbières situé à 10–20 cm au-dessus de leurs bordures appelées laggs comprend des creux et des bosses. Les cours d'eau généralement intermittents à l'exutoire des tourbières sont alimentés par des bassins versants de 9 à 72 ha. L'écoulement d'une tourbière minérotrophe appelée fen alimenté par la nappe régionale est permanent et il domine les apports d'eau. Les coupes sur les deux tourbières ont été effectuées en hiver alors que celles sur les versants de deux autres tourbières ont eu lieu en hiver et en été (Sebestyen et al. 2011a, 2011b).

Les tourbières localisées sur les terres basses de la plaine boréale des Prairies peuvent occuper jusqu'à 25% du territoire dans le sud-ouest (Prepas et al. 2008) et jusqu'à 50% dans la partie nord (Elmes et Price 2019). Elles font partie d'une mosaïque de milieux aquatiques, humides et forestiers (Devito et al. 2017). Cependant, moins de 15% de la récolte forestière se pratique dans les milieux humides, de sorte que les études hydrologiques traitent presque exclusivement de la coupe sur les terres hautes (FMWSI 2018). Dans cette région sub-humide, la recharge des réserves en eau du sol se fait au printemps ou pendant la pluie en dehors de la saison de croissance qui présente une évapotranspiration normalement plus élevée que la précipitation. La forte évapotranspiration des forêts sur les hautes terres combinée au sol glaciaire profond rabattent fréquemment le niveau phréatique sous celui des tourbières adjacentes, ce qui produit un écoulement des basses terres vers les hautes terres (Thompson et al. 2015).

Remontée de la nappe phréatique

Québec. La 1^{re} année après la coupe totale effectuée en hiver a augmenté le niveau moyen de la nappe phréatique de 6 cm dans quatre tourbières et abaissé le niveau de 3 cm dans une cédrière. Cette baisse temporaire a été attribuée à l'expansion et à l'évaporation de l'eau exposée dans les creux (Dubé et al. 1995). La remontée de 6 cm a été obtenue pour une profondeur moyenne de la nappe de 18 cm sur le témoin correspondant à une précipitation saisonnière légèrement sous la normale de 650 mm (Environnement Canada 2019). La remontée de la nappe phréatique est plus grande lorsque la nappe est profonde en saison sèche et plus faible en période humide, tel qu'observé dans plusieurs études (Boelter et Verry 1977; Plamondon et Belleau 1991; Belleau et al. 1992; Dubé et al. 1995; Prévost et al. 1997; Bélair et al. 2003; Marcotte et al. 2008). Marcotte et al. (2008) ont établi 1 et 10 ans après la récolte une remontée de 8,4 et 5 cm en milieu non drainé correspondant à une profondeur de la nappe de 35 cm sur le

témoin. Nous estimons un retour à la normale après 15–20 ans en considérant l'accélération de la récupération avec le temps dans un marécage (Prévost et Gauthier 2013). L'effet de l'éclaircie précommerciale (Jutras et al. 2006b) normalement appliquée sur ces sites prolongera la récupération d'environ 2 ans.

Ontario. Des remontées moyennes de 5 (Roy et al. 1997) et 11 cm (Berry et Jeglum 1988) ont été causées par la coupe totale dans deux peuplements de la ceinture d'argile à Wally Creek, dans le nord-est de l'Ontario. Roy et al. (1997) ont obtenu sur un autre site une remontée de 9 cm après la coupe partielle (enlèvement de 40% du couvert). Cette remontée plus forte sous l'éclaircie est contraire à ce qui est normalement observé (Pothier et al. 2003) et peut être en partie expliquée par la profondeur moyenne de la nappe de 23 (Roy et al. 1997) et 33 cm (Berry et Jeglum 1991a) sur les sites de coupe totale et de 39 cm (Roy et al. 1997) sur le site de la coupe partielle.

L'étude de Berry et Jeglum (1988) a montré que la mise en andins ou le feu après la récolte produit une remontée supplémentaire de 4 cm. Après une opération normale de récolte à la fin de l'hiver qui a causé la compaction de la couche supérieure poreuse de la tourbe sur 15% de la superficie et des ornières profondes (profondeur moyenne 22 cm) sur 9% de l'aire, Groot (1998) a évalué l'effet d'ajouter des passages de débardeuses afin d'obtenir 20 et 33% de l'aire en ornières profondes. Le niveau moyen de la surface du sol a baissé de 6 cm, la nappe phréatique a augmenté de 2 cm et la profondeur d'aération a été réduite de 3 cm, mais aucune différence n'est statistiquement significative. L'effet sur l'hydrologie est local et aucune modification de l'écoulement dans la partie supérieure du sol n'a été observée (Groot 1998). L'implantation et la survie des semis sont réduites dans les ornières, mais elles ne réduisent pas significativement la productivité forestière du site (Groot 1998).

Minnesota. La récolte totale d'une pessière noire de faible volume sur 24% de l'aire d'un bog a faiblement diminué le niveau de la nappe en été, en raison d'une évapotranspiration accrue attribuée à un apport supplémentaire d'énergie à la surface et à la croissance de carex et de plantes herbacées ayant une faible résistance stomatale (Grigal et Brooks 1997; Sebestyen et al. 2011b). L'effet de la coupe totale sur un fen alimenté par l'aquifère régional (Bay 1967) n'est pas détectable car la nappe varie fortement en fonction des précipitations régionales qui alimentent l'aquifère (Bay 1967, 1968; Sebestyen et al. 2011b). Le niveau de la nappe phréatique de deux tourbières a augmenté de moins de 2 à 3 cm après la coupe totale des versants

couvrant 71 et 77% de l'aire des bassins versants (Sebestyen et al. 2011b).

Débit après la récolte sur des tourbières

Au Minnesota, l'écoulement annuel d'un cours d'eau à l'exutoire d'un bog n'a pas changé après la récolte sur 24% de l'aire de ce dernier car l'augmentation du débit au printemps a été compensée par une diminution en période estivale (Verry 1980). Aucune augmentation du débit de pointe n'a été observée (Sebestyen et al. 2011b). L'effet de la récolte totale sur le débit d'un fen alimenté par l'aquifère régional ne peut pas être détecté (Sebestyen et al. 2011b).

Débit après la récolte sur les versants ou hautes terres alimentant des tourbières

La récolte totale des versants couvrant 77% de l'aire du bassin en amont de l'exutoire d'un bog a été suivie de la mise en pâturage durant 3 ans. Le débit annuel, la durée du débit du cours d'eau intermittent ainsi que les débits de pointe de fonte et de pluie ont augmenté à l'exutoire du bog (Sebestyen et al. 2011b). Le reboisement en conifères la 4^e année a produit un retour à la normale du débit 11 ans plus tard (Sebestyen et al. 2011b).

Le débit annuel et le débit moyen estival à l'exutoire d'un autre bog ont augmenté durant 3 et 9 ans respectivement après la coupe totale des versants couvrant 71% l'aire du bassin versant (Verry 1987). Le débit de pointe printanier a diminué de 35% pendant la récolte (34% de l'aire du bassin versant) (Sebestyen et al. 2011a, 2011b), alors qu'il a augmenté de 143% après l'ablation du couvert sur les versants (Verry et al. 1983). Lu (1994), à l'aide de la modélisation, a estimé que les débits de pointe ayant une période de retour de 25 ans et plus ne présentent pas d'augmentation significative après la récolte, ce qui est conforme à la tendance acceptée par la communauté scientifique. Cependant, cette augmentation du débit de pointe est plus élevée que celles observées lors d'autres études provenant des bassins expérimentaux (Guillemette et al. 2005; Tremblay et al. 2008) pour des périodes de retour dépassant 1,5 an. La forte augmentation des débits de pointe observée est possiblement reliée à une synchronisation des écoulements provenant des versants (fonte des neiges plus tôt) et de la présence de deux exutoires drainant le bog, ce qui raccourcit le cheminement de l'eau (Verry et al. 1983; Verry 1987; Lu 1994; Sebestyen et al. 2011a, 2011b). La transmission efficace de l'eau provenant des versants par le lagg (Verry et al. 2011b) et possiblement par les fossés des deux chemins traversant les cours d'eau près des exutoires (Sebestyen et al. 2011a) rend cette synchronisation plausible. Selon Verry (1986), l'écoulement annuel et le débit de pointe retournent à

la normale entre 12 à 15 ans après la récolte des versants.

La récolte principalement du tremble sur 53% de la superficie d'un bassin versant sur les hautes terres de la plaine boréale des Prairies a causé une réaction plus rapide des débits à la pluie et réduit le débit de pointe de fonte durant les deux années suivantes (Prepas et al. 2006). McEachern (2016) rapporte que des coupes sous 50% de l'aire des bassins n'ont pas eu d'effet mesurable sur le ratio débit/précipitation et que les milieux humides tamponnent les effets de la récolte. La coupe du tremble sur 34 à 88% de l'aire de trois petits bassins versants n'a pas eu d'effet détectable sur le débit (Devito et al. 2005). Le faible effet de la récolte généralement observé est dû à la grande capacité de stockage de l'eau des terres hautes par rapport aux variations de la précipitation et à la présence de tourbières dans les terres basses (Devito et al. 2005). (Devito et al. 2005, 2012, 2017; Prepas et al. 2006; Donnelly et al. 2016; McEachern 2016; Petrone et al. 2016; Hillman et Rothwell 2016a). La durée de l'effet a été réduite à 3 ans par la succession végétale après la coupe (Petrone et al. 2016).

Fonctions hydrologiques et récolte forestière

Rétention ou filtration des sédiments

Une tourbière n'a aucun pouvoir de filtration pour l'eau qui est déjà dans un cours d'eau ou fossé de drainage (Berry et Jeglum 1991b; Joensuu 1997; Prévost et al. 1999; Päivänen et Hännel 2012; Rydin et Jeglum 2013). La concentration des particules en suspension (Prévost et al. 1999) à l'exutoire d'une tourbière ou dans un cours d'eau traversant une tourbière non drainée (Berry et Jeglum 1991b) est très faible. La coupe totale et le scarifiage d'une tourbière avec bande de protection près des cours d'eau en Finlande n'ont produit aucun changement de l'exportation des particules en suspension (Ahtiainen 1992). L'absence de mesure des particules en suspension à l'exutoire des tourbières dans le bassin expérimental Marcell, au Minnesota, alors que la composition chimique de l'eau est suivie depuis les années 1960, montre indirectement la capacité de la tourbe à filtrer les particules si une bande non perturbée est maintenue près des cours d'eau (Sebestyen et al. 2011a, 2011b; Verry et al. 2011a, 2011b).

Recharge de la nappe phréatique

La recharge de la nappe phréatique est une composante des flux d'eau entre la tourbière et son environnement. Ces flux ont fait l'objet d'études, notamment dans la plaine du Saint-Laurent, au Minnesota et en Ontario. Six bogs de dépression faisant partie d'un complexe de

milieux humides dans la région de Bécancour et localisés entre 50 et 500 m d'une crête ou plus loin ont été étudiés par Ferlatte et al. (2015). En présence d'une nappe élevée dans une tourbière, on assiste à un écoulement latéral diffus (Brinson 1993) dans la couche supérieure de la tourbe qui alimente les écotones en bordure, incluant le *lagg* minérotrophique situé plus bas (Ferlatte et al. 2015; Paradis 2015) où l'eau s'infiltre en partie en profondeur (Verry et Boelter 1978; Verry et al. 2011b; Ferlatte et al. 2015), le reste contribuant au débit des cours d'eau (Verry et al. 2011b; Ferlatte et al. 2015). Sous les conditions précitées, le flux horizontal est plus important que le flux vertical, tel qu'observé au Minnesota (Siegel et Glaser 1987) et en Suède (Waddington et Roulet 1997). Cependant, après une baisse de la nappe autour des 50 cm dans la tourbe, l'écoulement latéral est faible ($<0,0075 \text{ m d}^{-1}$) et contribue peu à la recharge de la nappe locale en périphérie (Gafni et Brooks 1990).

Durant certaines périodes de l'année, une tourbière de dépression peut être alimentée par le ruissellement, l'écoulement hypodermique (Verry et al. 2011b; Ferlatte et al. 2015) et la nappe locale (Whiteley et Irwin 1986; Devito et al. 1996; Todd et al. 2006; Verry et al. 2011b; Ferlatte et al. 2015; Quillet et al. 2017) ou régionale (Roulet 1990b; Glaser et al. 1997; Verry et al. 2011b), cette dernière étant permanente. Ainsi, selon les conditions climatiques, l'eau peut circuler vers le centre de la tourbière ou vers l'extérieur (Jackson 1987; Siegel et al. 1988, 1995; Devito et al. 1997; Glaser et al. 1997; Ferlatte et al. 2015), même après un drainage artificiel (Van Seters 1999). Verry et al. (2011b) ont observé que l'eau provenant des versants circulait dans la couche supérieure du sol minéral entre un *loam* argileux et la base de la tourbe décomposée du *lagg* et contribuait à la recharge de la nappe régionale en période humide durant 53 à 134 jours par année. Dans la plaine boréale, on rapporte que la récolte sur les terres hautes recharge les réserves en eau du sol et subséquemment, la nappe phréatique (Donnelly et al. 2016; Petrone et al. 2016).

La recharge de la nappe phréatique est restreinte par la faible conductivité du catotélme (Verry et al. 2011a; Ferlatte et al. 2015) ou par la présence d'argile (Nichols et Verry 2001; Ferlatte et al. 2015) de till (Verry et Janssens 2011; Ferlatte et al. 2015) ou de sable induré par l'oxydation (Ferlatte et al. 2015). Une recharge négligeable (Van Seters et Price 2001) ou nulle (Schiff et al. 1998) a été rapportée dans le cas d'un bog. Selon Woo et Valverde (1981), une contribution significative à la recharge demande un apport d'eau important et un sol perméable sous-jacent comme le démontrent les mesures au Minnesota. Le till sous une tourbière permet un flux de 90 mm a^{-1} alors que la présence de sable

fluvio-glaciaire occupant 15% de la surface sous une autre tourbière augmente le flux de 50% (Verry et Janssens 2011). Sous un autre bog, la tourbe transmet 210 mm a^{-1} d'eau à l'argile limoneuse sous-jacente qui limite le flux vertical à 10 mm a^{-1} , la différence contribuant au débit à l'exutoire (Nichols et Verry 2001). L'infiltration est généralement supérieure ailleurs sur le bassin versant (Novitzki 1978; Verry et Boelter 1978) tel le *lagg*, dont le taux était 12 fois supérieur à celui sous un bog par unité d'aire (Verry et al. 2011b). Ferlatte et al. (2015), dans la plaine du Saint-Laurent, ont mesuré un flux d'eau vers le bas entre 47 et 96% des mesures dans chacun des six bogs.

La recharge de la nappe phréatique étant proportionnelle à la précipitation annuelle (Nichols et Verry 2001), le surplus d'eau disponible après la récolte forestière devrait contribuer à la recharge si cette dernière n'est pas nulle. Cependant, la protection de la végétation résiduelle et le maintien des déchets de coupe sur le parterre forestier contribuent à réduire la remontée de la nappe et son effet potentiel sur la recharge (Dubé et Plamondon 1995; Prenger et Crisman 2001). La littérature démontre que le compactage et l'orniérage, sauf exception, ne modifient pas suffisamment la capacité d'infiltration du site pour favoriser le débit (Grigal et Brooks 1997) au détriment de la recharge de la nappe.

Débit d'étiage

Les bogs ne sont pas considérés comme des régulateurs de l'écoulement et ils réduisent généralement le débit estival (Novitzki 1981; Verry et Boelter 1981; Van Seters et Price 2001; Päivänen et Hännel 2012; Rydin et Jeglum 2013; Price et al. 2016), surtout lorsque l'évapotranspiration dépasse la précipitation en période de croissance (Rydin et Jeglum 2013) ou une longue période sèche dans la plaine boréale de l'ouest canadien (Thompson et al. 2015; Elmes et Price 2019). Le rabattement de la nappe par l'évapotranspiration (Verry 1988; Brooks et al. 2011a) au niveau de faible perméabilité réduit rapidement l'eau relâchée par les milieux humides durant l'été (Bay 1967; Romanov 1968; Paavilainen et Päivänen 1995; Verry 1997; Kværner et Kløve 2008; Jutras et al. 2009; Brooks et al. 2011a; Price et al. 2016), alors que les besoins sont les plus importants. La présence d'un bog près de la tête du bassin versant réduit le débit d'étiage par rapport au débit entrant en stockant l'eau (Quinton et al. 2003; Verry et al. 2011b; Hillman et Rothwell 2016b), à cause de la forte évaporation de l'eau retenue près de la surface (Fahey et Jackson 1997; Bowden et al. 2001) ou d'une forte évapotranspiration (Bay 1969; Woo et Valverde 1981; Taylor et Pierson 1985) qui peut être combinée à

la réduction des apports par la déconnexion de la tourbière avec la nappe locale (Taylor et Pierson 1985; Devito et al. 2005). Dans ce cas, le débit cesse au profit des échanges hydriques verticaux (Branfireun et Roulet 1998; Todd et al. 2006). Quinton et al. (2003) ont mesuré une diminution du débit annuel avec l'augmentation du pourcentage de la superficie de bassins versants occupés par des bogs. En Suède, Brandesten et al. (1988) ont comparé huit bassins versants et trouvé que le débit diminuait plus lentement avec l'augmentation de la proportion de milieux humides durant un été plus sec que la normale.

La comparaison entre des bassins versants occupés par des superficies différentes de milieux humides pour déduire leur effet sur le débit doit être considérée avec précaution. En Ontario, la durée de l'arrêt du débit en étiage sur neuf bassins est fortement corrélée à la proportion de la superficie occupée par les dépôts de sable et gravier, alors qu'elle n'est pas corrélée avec la proportion (5 à 22 %) en milieu humide (Todd et al. 2006). L'arrêt du débit est attribué au niveau de la nappe phréatique qui s'abaisse sous le lit des cours d'eau, tel qu'observé par Goulsbra et al. (2014) en Angleterre. En comparaison avec le débit permanent d'un cours d'eau dont le bassin n'abrite pas de milieux humides, le débit nul en août et septembre d'un cours d'eau voisin au Massachussets a été faussement attribué à une tourbière qui occupe 25% de son bassin versant. O'Brien (1977) attribue cet arrêt du débit au rabattement de la nappe phréatique sous le niveau d'un seuil formé de till imperméable à l'exutoire du bassin. Deux bassins versants de même superficie englobant une tourbière qui occupe 5 et 10% de l'aire ont respectivement un débit quasi permanent et un écoulement qui se tarit environ 100 jours par année (Devito et al. 1996). Le débit d'étiage plus faible résulte d'un sol nettement plus mince ayant une capacité de stockage réduite (Devito et al. 1996, 2005). L'importance de l'épaisseur du sol sur l'écoulement estival est corroborée par Buttle et al. (2004).

Par contre, le maintien du débit d'étiage en présence de tourbières qui reçoivent l'eau des versants est aussi observé. Le débit estival permanent, sauf en période plus sèche que la normale (Sebestyen et al. 2011a) d'un bog au Minnesota, est expliqué par une évapotranspiration plus faible que celle des versants, une perméabilité du sol minéral très faible (Verry et Kolka 2003) et une transmission efficace de l'écoulement hypodermique de la tourbe et des versants par le lagg qui alimente le cours d'eau (Verry et al. 2011b). De même, les tourbières de la plaine boréale génèrent plus de débit par unité d'aire par rapport aux hautes terres boisées (Gibson et al. 2002; Prepas et al. 2008; Brown et al. 2014; Donnelly et al. 2016; Devito

et al. 2016, 2017) car elles reçoivent l'eau des précipitations et de l'écoulement hypodermique provenant des hautes terres en période humide (Prepas et al. 2006; Devito et al. 2012, 2016, 2017; Thompson et al. 2015; Elmes et Price 2019), tout en perdant moins d'eau par l'évapotranspiration (Gibson et al. 2002; Devito et al. 2017). Les parties hautes occupées par la forêt génèrent peu de débit en raison de la forte capacité de stockage des sols épais et de la transpiration des arbres (Redding et Devito 2010, 2011). Sous ces conditions, Prepas et al. (2006) ont observé une augmentation du débit annuel avec la proportion de l'aire des bassins occupée par les tourbières. L'écoulement d'étiage des milieux humides alimentés par la nappe régionale diminue lentement en période sèche (Verry et al. 2011b) mais se maintient normalement toute l'année (Boelter et Verry 1977; Roulet 1990b; Verry et Kolka 2003; Ferlatte et al. 2015). La tourbière a peu d'effet sur le débit de base contrôlé par la nappe régionale (Roulet 1990b; Ferlatte et al. 2015) ou sur le débit d'un cours d'eau qui la traverse (Woo et Valverde 1981).

La coupe forestière n'a eu aucun effet mesurable sur un fen alimenté par la nappe régionale. La faible remontée de la nappe phréatique après la coupe sur une tourbière ou sur les versants qui l'alimentent contribue à augmenter le débit estival à l'exutoire des tourbières au Minnesota, mais n'a généralement pas d'effet mesurable dans la plaine boréale. Malgré une augmentation du débit estival après la coupe, le nombre de jours avec écoulement n'a pas changé sur trois bassins versants bien drainés en Ontario (Buttle et al. 2018), ce qui est susceptible de se produire en présence de tourbe qui retient fortement l'eau.

Débit de crue

En période estivale, le rabattement de la nappe phréatique par l'évapotranspiration (Miller 1965; Boelter et Verry 1977; Novitzki 1981; Boudreau et Rouse 1995) crée de l'espace de stockage dans la couche au-dessus du catotelm (Bay 1969; Roulet et Woo 1986) et un apport d'eau similaire à celui du printemps génère une pointe plus faible (Prepas et al. 2006; Hillman et Rothwell 2016a; Wells et al. 2017), la réaction de la tourbière étant proportionnelle au niveau de la nappe phréatique (Bay 1969; Verry et al. 1988). Cet espace de stockage estival a réduit de 20% en moyenne les débits de pointe à l'exutoire d'un fen par rapport aux pointes provenant du bassin versant en amont de la tourbière (Kvæerner et Kløve 2008). Une tourbière peut générer plus de volume de crue par unité d'aire par rapport aux versants qui l'entourent car ces derniers ont plus d'espace de stockage en été (Verry et al. 2011b), sauf en période plus sèche que la normale où la capacité de

stockage de la tourbière devient plus grande (Verry et Kolka 2003). Durant des événements extrêmes en été, un bog a réagi plus rapidement que les versants (Verry et Timmons 1982), ce qui désynchronise les pointes de débit (Verry et Kolka 2003) provenant de ces deux composantes du bassin versant. Sans mentionner un effet de désynchronisation, Paavilainen et Päivänen (1995) et Päivänen et Hänell (2012) soulignent que les pointes sont plutôt laminées lorsque l'eau hypodermique se déplace lentement sur les versants.

Au printemps ou en période humide, lorsque la nappe phréatique est élevée dans la tourbière, celle-ci répond très rapidement à un apport d'eau (Paavilainen et Päivänen 1995; Boudreau et Rouse 1995; Glenn et Woo 1997; Verry 1997; Quinton et Roulet 1998; Bowden et al. 2001; Van Seters et Price 2001; Gibson et al. 2002; McEachern et al. 2006; Prepas et al. 2006; Hillman et Rothwell 2016a), ce qui augmente les débits de pointe (Boelter et Verry 1977; Heikurainen 1980; Verry et al. 1988; Wells et al. 2017) générés par le milieu humide par rapport à un milieu bien drainé. Une année très sèche peut cependant réduire la crue au printemps suivant (Metcalf et Buttle 1999). Au Minnesota, les débits de pointe provenant d'un bog ou d'un fen alimenté par la nappe régionale sont similaires au printemps (Verry et al. 2011b) car la nappe phréatique est près de la surface dans les deux cas. Durant cette période, la contribution de la tourbière et des versants par unité d'aire est similaire (Verry et al. 2011b). L'espace de stockage est aussi faible dans les tourbières alimentées en permanence par la nappe régionale (Roulet 1990b; Shedlock et al. 1993; Waddington et al. 1993; Branfireun et Roulet 1998). Cet apport d'eau phréatique produit un débit plus uniforme au cours de l'année (Boelter et Verry 1977; Verry et Boelter 1978; Gregory 1988; Verry et al. 2011b) et augmente les crues en réduisant l'espace de stockage pour la pluie (Roulet 1990b) et l'eau provenant des versants (Branfireun et Roulet 1998; Verry et Kolka 2003), ou en maintenant la présence de rigoles à la surface de la tourbe qui accélèrent la transmission du débit (Waddington et al. 1993).

La présence d'une tourbière peut aussi réduire le débit de pointe par le stockage temporaire de l'eau de ruissellement dans les dépressions à la surface de la tourbe (Kvæner et Kløve 2008) ou par une certaine désynchronisation des débits de pointe générés par les versants et la tourbière (Verry et al. 2011b). Le débit à l'exutoire d'un bassin de la plaine boréale est complètement contrôlé par le milieu humide qui réduit de 50% la crue printanière reçue de l'amont (Hillman et Rothwell 2016b). Taylor et Pierson (1985) ont mesuré des débits de pointe par unité d'aire plus faibles provenant

d'une tourbière qui reçoit les eaux de l'amont par rapport à ceux générés sur les versants en aval. Les apports d'eau augmentant avec la superficie des versants en amont d'une tourbière (Gleason et al. 2007), le rôle de celle-ci sur le débit de pointe s'amenuise en période humide lorsque les sols des versants (Dunne et Black 1970; Roberge et Plamondon 1987) et des milieux humides (Dubé et al. 1995; Todd et al. 2006) deviennent saturés. Les débits de pointe maxima provenant de deux bassins versants de mêmes superficies dont les tourbières couvrent 5 et 10% de leurs aires étaient similaires en raison d'un degré de saturation élevé sur toutes les aires contribuant au débit (Devito et al. 1996).

La nappe phréatique remonte très peu après la coupe sur une tourbière en période humide comme au printemps et, de ce fait, elle a peu d'effet sur le débit de pointe. Par contre, un exemple montre que la récolte sur les versants peut à l'occasion augmenter le débit de pointe printanier en devançant la fonte permettant une synchronisation des débits générés par la tourbière et les versants (Verry et Timmons 1982; Verry et al. 2011b).

Efficacité des meilleures pratiques d'aménagement forestier

Les saines pratiques d'opérations forestières sur les tourbières ont été développées à partir des observations visuelles (orniérage, érosion, accumulation d'eau) et des connaissances provenant des études (FMWSI 2018) portant par exemple sur l'effet de la compaction sur l'infiltration, les besoins d'un bon habitat faunique, le rôle de la bande riveraine, l'écoulement dans le sol, etc. Les perturbations potentielles du milieu et les saines pratiques d'aménagement forestier proposées au Canada font l'objet de divers écrits (Potvin 1997; Prévost et al. 2001; Sutherland 2005, 2006a, 2006b, 2006c, 2007, 2009; Plamondon 2006; Gillies 2007; Boileau et al. 2013; Jutras et al. 2013; Partington et al. 2016; FMWSI 2019). Cependant, l'efficacité de la mise en application des saines pratiques sur les fonctions hydroécologiques, par exemple, a été très peu évaluée. Quelques informations partielles montrent qu'une augmentation de la superficie en ornières de 9 à 33% sur une tourbière a eu un effet minime sur la remontée de la nappe phréatique et l'écoulement hypodermique (Groot 1998) ou que la coupe d'hiver aplanit les buttes dans une tourbière (Locky et Bayley 2007). Grigal (1983) a observé que l'augmentation maximale de la densité de la tourbe par le passage de la machinerie a été observée pour la couche fibrique et il conclut que l'effet de cette compaction des sols sur la conductivité hydraulique ne restreint pas l'écoulement hypodermique.

Par contre, les meilleures pratiques forestières pour les marécages du sud-est des États-Unis ont fait l'objet de nombreuses études portant sur leur efficacité dans le but de les améliorer (Ice 2004; Jackson et al. 2004). Les études de la récolte forestière effectuée selon divers degrés de perturbations ont démontré que l'application des saines pratiques d'aménagement (Schilling et al. 2019) réduit considérablement l'effet des activités forestières sur l'hydrologie, ce qui altère peu les fonctions des milieux humides des marécages de la plaine côtière de la Caroline du Nord (Richardson 1994; Richardson et McCarthy 1994) et ailleurs dans le sud-est des États-Unis (Sun et al. 2001). Les effets sur l'hydrologie sont encore plus faibles en plaine d'inondation et sous la coupe partielle (Sun et al. 2001). Lang et al. (2016) confirment que les opérations forestières sur le sol humide de la Caroline du Sud laissant plus de 16% de la surface couverte par des ornières, dépassant 20 cm de profondeur, et plus de 20% par du barattage ne rencontrent pas les objectifs des bonnes pratiques d'aménagement (SCFC 2007) rendant inéluctable leur application.

Conclusion

Cette revue de la littérature portant sur les fonctions hydrologiques des milieux humides boisés et les effets de la récolte forestière sur ces dernières fait ressortir l'imprudence de traiter ce sujet à l'aide de généralisations. Les connaissances scientifiques démontrent la complexité des interrelations entre les caractéristiques des milieux humides, leur position hydrogéomorphologique, leurs fonctions hydrologiques et les changements induits par la récolte forestière. Dans le but de mieux circonscrire les fonctions des milieux humides boisés reliées à la rétention des sédiments, la recharge de la nappe phréatique, le débit d'étiage estival et le débit de pointe des cours d'eau qu'ils alimentent, ces fonctions ont été traitées selon quatre catégories de milieux humides.

Il y a consensus à l'effet que les milieux humides situés dans une plaine d'inondation contribuent à stocker temporairement de l'eau et à ralentir la vitesse d'écoulement ce qui réduit le volume de crue et le débit de pointe dans le cours d'eau en aval. Le ralentissement de la vitesse d'écoulement qui s'accroît avec la rugosité favorise la déposition des particules en suspension dans l'eau de crue, ce qui est compatible avec l'ajout de débris ligneux pendant les opérations de récolte. Durant une certaine période après la décrue, les réserves en eau dans le sol contribuent à la recharge de la nappe phréatique et au débit d'étiage estival. Les études ont démontré que la récolte forestière effectuée selon de saines pratiques d'aménagement maintient les

fonctions hydrologiques des milieux humides de la plaine d'inondation.

En excluant la plaine d'inondation, le sol des marécages sur terrain plat au Québec et dans le sud-est des États-Unis est saturé en période de surplus d'eau, ce qui ne permet pas de réduire la crue générée par un apport d'eau important pendant cette période. Cependant, les études aux États-Unis démontrent que les débits de pointe sont modérés par le stockage temporaire de l'eau dans les creux et par l'écoulement hypodermique lent dû à la faible conductivité hydraulique des sols. Lorsque le ruissellement se produit, il est lent à cause des faibles pentes. Le stockage de l'eau dans les sols durant la période humide contribue ensuite durant une certaine période au débit d'étiage et à la recharge de la nappe phréatique aux endroits où la perméabilité du sol le permet. De nombreuses études traitées dans cette revue de la littérature ont démontré que l'application de saines pratiques d'aménagement forestier ne modifient pas négativement les fonctions hydrologiques des marécages situés en terrain plat en dehors de la plaine d'inondation.

La récolte forestière devance et augmente l'hydro-période de l'étang vernal, ce qui s'avère potentiellement positif pour la faune aquatique qui en est dépendante, à condition que la qualité de l'eau soit maintenue. L'application de bonnes pratiques de récolte forestière, particulièrement dans la bande riveraine, permet d'éviter les apports de sédiments tout en assurant un minimum de couvert autour de l'étang et sur le bassin versant pour le déplacement des amphibiens.

La tourbière non traversée par un cours d'eau et située dans un bassin de tête reçoit l'eau de la pluie et, parfois, celle de l'écoulement provenant des versants en amont. Un apport d'eau important en période humide, comme au printemps alors que la nappe phréatique est près de la surface, génère des débits de pointe élevés dans le cours d'eau situé à son exutoire. Le même apport d'eau génère une faible crue en période estivale alors que la nappe phréatique est profonde, ce qui a aussi pour effet de réduire le débit d'étiage à l'exutoire en raison de la faible conductivité hydraulique de la tourbe décomposée. Ces fonctions hydrologiques supportées par de nombreuses études peuvent être modifiées par les caractéristiques propres à une tourbière et à sa position hydrogéomorphologique qui peut inclure la connexion avec la nappe phréatique locale ou régionale. Un faible nombre d'études montre que la récolte forestière sur une tourbière ou sur les versants qui l'alimentent en eau maintient les fonctions hydrologiques du milieu humide, sauf pour un cas notable après la coupe sur les versants. Le drainage sylvicole intensif a été exclu de cette revue de la littérature car ses effets sur les

fonctions hydrologiques ont été démontrés par de nombreuses études et que nous ne recommandons pas son application.

L'efficacité de saines pratiques d'aménagement forestier sur le maintien des fonctions hydrologiques a été bien démontrée pour les marécages boisés, mais peu d'études ont porté sur les tourbières non influencées par le drainage sylvicole. Nous recommandons, par conséquent, d'effectuer des études sur l'efficacité des saines pratiques pour maintenir les fonctions hydrologiques des tourbières couvrant une gamme de situations hydrogéomorphologiques. Il est aussi recommandé d'étudier les fonctions hydrologiques suite au drainage sylvicole extensif qui peut être constitué de rigoles, de monticules, de bourrelets de charrue ou de microreliefs créés par le scarifiage dans le but de contrôler la prolifération de plantes herbacées et de réduire la paludification tout en assurant une régénération rapide et vigoureuse d'un peuplement forestier après la récolte. Enfin, toute étude devrait être multidisciplinaire en incluant d'autres fonctions écologiques des milieux humides telle la biodiversité et la séquestration du carbone, tout en portant une attention particulière aux changements climatiques anticipés.

Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the authors.

ORCID

Sylvain Jutras  <http://orcid.org/0000-0002-6916-3575>

References

- Abedini MJ, Dickinson WT, Rudra RP. 2006. On depression storage: the effect of DEM spatial resolution. *J Hydrol.* 318 (1):138–150. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.06.010.
- Abu-Aly TR, Pasternack GB, Wyrick JR, Barker R, Massa D, Johnson T. 2019. Effects of LIDAR-derived, spatially distributed vegetation roughness on two-dimensional hydraulics in a gravel-cobble river at flows of 0.2 to 20 times bankfull. Manuscript for publication.
- Acreman M, Holden J. 2013. How wetlands affect floods. *Wetlands.* 33(5):773–786. doi:10.1007/s13157-013-0473-2.
- Acreman MC, Mountford JO. 2010. Wetland management. In: Ferrier RC, Jenkins A, editors. *Handbook of catchment management*. Blackwell; p. 19–49.
- Adamus PR, Stockwell LT. 1983. A method for wetland functional assessment. Vol. 1 & 2. Washington (DC): US department of Transportation. Report N° FWHA-1P-82-23. Offices of research, development and technology, federal highway administration.
- Ahtiainen M. 1992. The effects of forest clear-cutting and scarification on the water quality of small brooks. *Hydrobiologia.* 243–244(1):465–473. doi:10.1007/BF00007064.
- Amatya DM, Chescheir GM, Williams TM, Skaggs RW, Tian S. 2019. Long-term water table dynamics of forested wetlands: drivers and their effects on wetland hydrology in the south-eastern Atlantic coastal plain. *Wetlands.*
- Amoah JKO, Amatya DM, Nnaji S. 2012. Quantifying watershed depression storage: determination and application in a hydrologic model. *Hydrol Process.* 27(17):2401–2413. doi:10.1002/hyp.9364.
- Andrade RB. 1971. The influence of bulk density on the hydraulic conductivity and water content-matrix suction relation of two soils [Master thesis]. Logan (UT): Utah State University.
- Appelboom TW, Chescheir GM, Skaggs RW, Hesterberg DL. 2001. Evaluating forest road management practices for reducing sediment production and transport from forested watersheds. In: Ascough JC II, Flanagan DC, editors. *Soil erosion research for the 21st century. Proc Int Symp*, 3–5 Jan. Honolulu (Hawaii); p. 171–174.
- Appelboom TW, Chescheir GM, Skaggs RW, Hesterberg DL. 2002. Management practices for sediment reduction from forest roads in the coastal plains. *Trans ASAE.* 45(2):337–344.
- Arnup RW. 1998. The extent, effects and management of forestry-related soil disturbance, with reference to implications for the clay belt: a literature review, Ontario Ministry of natural resources. Tech. Rep. TR-037.
- Asada T, Warner BG, Banner A. 2004. *Sphagnum* invasion after clear-cutting and excavator mounding in a hypermaritime forest of British Columbia. *Can J For Res.* 34(8):1730–1746. doi:10.1139/x04-042.
- Askew GR, Williams TM. 1986. Water quality changes due to site conversion in coastal South Carolina. *South J Appl For.* 10 (3):134–136. doi:10.1093/sjaf/10.3.134.
- Aston AR. 1979. Rainfall interception by eight small trees. *J Hydrol.* 42(3–4):383–396. doi:10.1016/0022-1694(79)90057-X.
- Aust WM, Bolding MC, Barrett SM. 2019. Silviculture in forested wetlands: summary of current forest operations, potential effects, and long-term experiments. *Wetlands.* doi:10.1007/s13157-019-01191-6
- Aust WM, Burger JA, Carter EA, Preston DP, Patterson SC. 1998a. Visually determined soil disturbance classes used as indices of forest harvesting disturbance. *South J Appl For.* 22 (4):245–250. doi:10.1093/sjaf/22.4.245.
- Aust WM, Burger JA, Scheerer GA, Tippet MD, McKee WH Jr. 1998b. Amelioration of compacted and rutted skid trails on wet pine flats: fourth-year results. In: Waldrop TA, editor. *Proceedings of the ninth biennial silvicultural research conference*. US department of agriculture, forest service, southern research station. Ashville (NC): Gen. Tech. Rep. SRS-20; p. 386–391.
- Aust WM, Lea R. 1992. Comparative effects of areal and ground logging soil properties in a tupelo-cypress wetland. *For Ecol Manage.* 50(1–2):57–73. doi:10.1016/0378-1127(92)90314-Y.
- Aust WM, Mader SF, Mitchell LJ, Lea R. 1990. An approach to the inventory of forested wetlands for timber-harvesting impact assessment. *For Ecol Manage.* 33/34:215–225. doi:10.1016/0378-1127(90)90194-G.
- Aust WM, Reisinger TW, Burger JA, Stokes BJ. 1993. Soil physical and hydrological changes associated with logging a wet pine flat with wide-tired skidders. *South J Appl For.* 17 (1):22–25. doi:10.1093/sjaf/17.1.22.
- Aust WM, Schoenholtz SH, Miwa M, Fristoe TC. 1998c. Growth and development of water tupelo (*Nyssa aquatic*) bald cypress (*Taxodium distichum*) following helicopter and

- skidder harvesting: 10-year results. In: Waldrop TA, editor. Proceedings of the ninth biennial silvicultural research conference. US department of agriculture, forest service, southern research station. Ashville (NC): Gen. Tech. Rep. SRS-20; p. 363–367.
- Aust WM, Schoenholtz SH, Zaebst TW, Szabo BA. 1997. Recovery status of a cypress-tupelo wetland seven years after disturbance: silvicultural implications. *For Ecol Manage.* 90(2–3):161–169. doi:10.1016/S0378-1127(96)03899-6.
- Aust WM, Tippet MD, Burger JA, McKee WH Jr. 1995. Compaction and rutting during harvesting affect better drained soils more than poorly drained soils on wet pine flats. *South J Appl For.* 19(2):72–77. doi:10.1093/sjaf/19.2.72.
- Bacon KL, Baird AJ, Blundell A, Bourgault MA, Chapman PJ, Dargie G, Dooling GP, Gee C, Holden J, Kelly T, et al. 2017. Questioning ten common assumptions about peatlands. *Mires Peat.* 19(12):1–23.
- Barry R, Plamondon AP, Bernier P, Prévost M, Seto M, Stein J, Trottier F. 2009. Hydrologie forestière et aménagement du bassin hydrographique. In: Manuel de foresterie. Ch. 5. Québec (Canada): Ordre des Ingénieurs forestiers du Québec et Éditions MultiMondes; p. 317–357.
- Bay RR. 1967. Factors influencing soil-moisture relationships in undrained forested bogs. In: Sopper WE, Lull HW, editors. International symposium on forest hydrology. New York: Pergamon Press; p. 335–343.
- Bay RR. 1968. The hydrology of several peat deposits in northern Minnesota, USA. In: Proceedings of the third international peat congress. Quebec (QC): National Research Council of Canada; p. 212–218.
- Bay RR. 1969. Runoff from small peatland watersheds. *J Hydrol.* 9(1):90–102. doi:10.1016/0022-1694(69)90016-X.
- Bazoge AD, Lachance D, Villeneuve C. 2015. Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Direction de l'expertise en biodiversité et Direction de l'aménagement des eaux souterraines.
- Beasley RS, Granillo AB. 1983. Sediment losses from forest practices in the gulf coastal plain of Arkansas. In: Jones EP Jr, editor. Second biennial southern silvicultural research conference. Asheville (NC): Gen. Tech. Rep. SE-24, USDA Forest Service Southeastern Experimental Station; p. 461–467.
- Beasley RS, Granillo AB. 1988. Sediment and water yields from managed forest on flat coastal plain sites. *Water Resour Bull.* 24(2):361–366. doi:10.1111/j.1752-1688.1988.tb02994.x.
- Bedford BL, Godwin KS. 2003. Fens of the United States: distribution, characteristics, and scientific connection versus legal isolation. *Wetlands.* 23(3):608–629. doi:10.1672/0277-5212(2003)023[0608:FOTUSD]2.0.CO;2.
- Bedinger MS. 1981. Hydrology of bottomland hardwood forests of the mississippi embayment. In: Clark JR, Benforado J, editors. Wetlands of bottomland hardwood forests. Amsterdam: Elsevier; p. 161–176.
- Bélair JL, Plamondon AP, Lagacé R, Jutras S. 2003. Conductivité hydraulique et masse volumique apparente de la tourbe de types forestiers drainés. *Can J Soil Sci.* 83(1):139–142. doi:10.4141/S97-050.
- Belleau P. 1988. Drainage d'une pessière noire à sphaigne et à némopante mucroné [Master thesis]. Québec (Canada): Université Laval.
- Belleau P, Plamondon AP, Lagacé R, Pepin S. 1992. Hydrodynamique d'une pessière noire drainée. *Can J For Res.* 22(8):1063–1070. doi:10.1139/x92-141.
- Belyea LR, Baird AJ. 2006. Beyond “the limits to peat bog growth”: cross-scale feedback in peatland development. *Ecol Monogr.* 76(3):299–322. doi:10.1890/0012-9615(2006)076[0299:BTLTPB]2.0.CO;2.
- Bennett KP. 2010. Good forestry in the granite states: recommended voluntary forest management practices for New Hampshire. 2nd ed. Durham (NH): University of New Hampshire Cooperative Extension.
- Berry GJ, Jeglum JK. 1988. Water table profiles of drained forested and clearcut peatlands in northern Ontario, Canada. In: International symposium on hydrology of wetlands in temperate and cold climate, 6–8 June. Joensuu (Finland): Academy of Finland; p. 72–79.
- Berry GJ, Jeglum JK. 1991a. Hydrology of drained and undrained black spruce peatlands: groundwater table profiles and fluctuations. Sault-Sainte-Marie (ON): Great Lakes Forestry Centre, Can For Service. COFRDA Report 3307.
- Berry GJ, Jeglum JK. 1991b. Hydrology of drained and undrained black spruce peatlands: surface water and groundwater quality. Sault-Sainte-Marie (ON): Great Lakes Forestry Centre, Can For Serv. COFRDA Rep. 3316.
- Bliss CM, Comerford NB. 2002. Forest harvesting influence on water table dynamics in a Florida flatwoods landscape. *Soil Sci Soc Am J.* 66(4):1344–1349. doi:10.2136/sssaj2002.1344.
- Boelter DH. 1964. Water storage characteristics of several peats in situ. *Soil Sci Soc Am Proc.* 28(3):433–435. doi:10.2136/sssaj1964.03615995002800030039x.
- Boelter DH. 1965. Hydraulic conductivity of peats. *Soil Sci.* 100(4):227–231. doi:10.1097/00010694-196510000-00001.
- Boelter DH. 1968. Important physical properties of peat materials. In: Proceedings of the third international peat congress. Quebec (QC): National Research Council of Canada; p. 150–154.
- Boelter DH. 1969. Physical properties of peats as related to the degree of decomposition. *Soil Sci Soc Am Proc.* 33(4):606–609. doi:10.2136/sssaj1969.03615995003300040033x.
- Boelter DH, Verry ES. 1977. Peatland and water in the northern lake states. USDA forest service Tech Rep. NC-31; p. 1–22.
- Boileau E, Schreiber A, Seto M, Paré D, Jutras S, Huot M, Joannis G. 2013. La remontée de la nappe phréatique. In: Boulet B, Huot M (superviseurs), editors. Le Guide sylvicole du Québec, Tome 1 – les fondements biologiques de la sylviculture. Ministère des ressources naturelles. Canada: Les Publications du Québec; p. 771–788.
- Boone RB, Johnson CM, Johnson LB. 2017. Simulating vernal pool hydrology in central Minnesota, USA. *Wetlands.* 26(2):581–592. doi:10.1672/0277-5212(2006)26[581:SVPHIC]2.0.CO;2.
- Boudreau LD, Rouse WR. 1995. The role of individual terrain units in the water-balance of wetland tundra. *Clim Res.* 5:31–47.
- Bourgault MA, Larocque M, Garneau M. 2017. Quantification of peatland water storage capacity using the water table fluctuation method. *Hydrol Process.* 31(5):1184–1195. doi:10.1002/hyp.11116.
- Bourgault MA, Larocque M, Roy M. 2014. Simulation of aquifer-peatland-river interaction under climate change. *Hydrol Res.* 45(3):425–440. doi:10.2166/nh.2013.228.
- Bowden WB, Fahey BD, Ekanayake J, Murray DL. 2001. Hillslope and wetland hydrodynamics in a tussock grassland, South

- Island, New Zealand. *Hydrol Process.* 15(10):1707–1730. doi:10.1002/hyp.235.
- Brais S. 2001. Persistence of soil compaction and effects of seedling growth in northwestern Quebec. *Soil Sci Soc Amer J.* 65(4):1263–1271. doi:10.2136/sssaj2001.6541263x.
- Brandesten CO, Verry ES, Brooks KN, Barten PK. 1988. Streamflow response from an ombrotrophic mire. In: *Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions.* Helsinki (Fin): The Academy of Finland. (Vol. 4), p. 52–59.
- Bransfield BA, Roulet NT. 1998. The baseflow and storm flow hydrology of a precambrian shield headwater peatland. *Hydrol Process.* 12(1):57–72. doi:10.1002/(SICI)1099-1085-(199801)12:1<57::AID-HYP560>3.0.CO;2-U.
- Brinson MM. 1993. A hydrogeomorphic classification for wetlands. Wetlands Research Program. Technical report WRP-DE-4, US army corps of engineers, waterways experiment station.
- Britel A. 1992. Relations hydriques et modélisation en milieu humide boisé après le drainage [Master thesis]. Québec (Canada): Université Laval.
- Brooks KN, Verma SB, Kim J, Verry ES. 2011a. Scaling up evapotranspiration estimates from process studies to watersheds. Ch. 6. In: Kolka RK, Sebestyen SD, Verry ES, Brooks KN, editors. *Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the marcell experimental forest.* Boca Raton (FL): CRC Press; p.177–192.
- Brooks RP, Brinson M, Havens K, Hershner C, Rheinhardt R, Wardrop D, Whigham D, Jacobs A, Rubbo J. 2011b. Proposed hydrogeomorphic classification for wetlands of the mid-atlantic region, USA. *Wetlands.* 31(2):207–219. doi:10.1007/s13157-011-0158-7.
- Brooks RT, Hayashi M. 2002. Depth-area-volume and hydroperiod relationships of ephemeral (vernal) forest pools in southern New England. *Wetlands.* 22(2):247–255. doi:10.1672/0277-5212(2002)022[0247:DAVAHR]2.0.CO;2.
- Brown SM, Petrone RM, Chasmer L, Mendoza C, Lazerjan MS, Landhausser SM, Silins U, Leach J, Devito KJ. 2014. Atmospheric and soil moisture controls on evapotranspiration from above and within a Western Boreal plain aspen forest. *Hydrol Process.* 28(15):4449–4462. doi:10.1002/hyp.9879.
- Bullock A, Acreman M. 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrol Earth Syst Sci.* 7(3):358–389. doi:10.5194/hess-7-358-2003.
- Buttle JM, Beall FD, Webster KL, Hazlett PW, Creed IF, Semkin RG, Jeffries DS. 2018. Hydrologic response to and recovery from differing silvicultural systems in a deciduous forest landscape with seasonal snow cover. *J Hydrol.* 557:805–825. doi:10.1016/j.jhydrol.2018.01.006.
- Buttle JM, Dillon PJ, Eerkes GR. 2004. Hydrologic coupling of slopes, riparian zones and streams: an example from the Canadian shield. *J Hydrol.* 287(1–4):161–177. doi:10.1016/j.jhydrol.2003.09.022.
- Calder IR. 2005. *Blue revolution. Integrated land and water resource management.* 2nd ed. London (UK): Earthscan.
- Calhoun AJK, deMaynadier P. 2004. *Forestry habitat management guidelines for vernal pool wildlife.* MCA technical paper N° 6. Bronx (NY): Metropolitan Conservation Alliance, Wildlife Conservation Society.
- Calhoun AJK, Mushet DM, Bell KP, Boix D, Fitzsimons JA, Isselin-Nondedeu F. 2017. Temporary wetlands: challenges and solutions to conserving a ‘disappearing’ ecosystem. *Biol Conserv.* 211:3–11. doi:10.1016/j.biocon.2016.11.024.
- Callahan TJ, Amatya DM, Stone PA. 2017. Coastal forest and groundwater: using case studies to understand the effects of drivers and stressors for resource management. *Sustainability.* 9(3):447–467.
- Carter EA, McDonald TP. 1998. Interaction among machine traffic, soil physical properties and loblolly pine root proliferation in a Piedmont soil. In: Waldrop TA, editor. *Proceedings of the ninth biennial silvicultural research conference.* US department of agriculture, forest service, southern research station. Asheville (NC): Gen. Tech. Rep. SRS-20; p. 368–372.
- Carter V, Bedinger MS, Novitzki RP, Wilen WO. 1979. Water resources and wetlands. In: Greeson PE, Clark JR, Clark JE, editors. *Wetlands functions and values: the state of our understanding.* Minneapolis (MN): Am Water Resour Ass; p. 344–376.
- CEPPAC. 1987. *Le système canadien de classification des sols. Le comité d’expert sur la prospection pédologique d’Agriculture Canada.* 2^{ième} ed. Publ. 1646.
- Charman D. 2002. *Peatlands and environmental change.* NY: John Wiley & Sons Ltd; p. 301.
- Chen X, Chen X. 2003. Stream water infiltration, bank storage, and storage zone changes due to stream-stage fluctuations. *J Hydrol.* 280:246–264.
- Chimer RA, Hart JB. 1996. Hydrology and microtopography effects on northern white-cedar regeneration in Michigan Upper Peninsula. *Can J For Res.* 26(3):389–393. doi:10.1139/x26-043.
- Cole CA, Brooks RP, Wardrop DH. 1997. Wetland hydrology as a function of hydrogeomorphic (HGM) subclass. *Wetlands.* 17(4):456–467. doi:10.1007/BF03161511.
- Cook BJ, Hauer FR. 2007. Effects of hydrologic connectivity on water chemistry, soils, and vegetation structure and function in an intermontane depressional wetland landscape. *Wetlands.* 27(3):719–738. doi:10.1672/0277-5212(2007)27[719:EOHCOW]2.0.CO;2.
- Cosandey C, Robinson M. 2000. *Hydrologie continentale.* Paris: Armand Colin; p. 360.
- Couillard L, Grondin P. 1986. *La végétation des milieux humides du Québec.* Canada: Les Publications du Québec.
- Cowardin LM, Carter V, Golet FC, LaRoe ET. 1979. *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States.* Washington (DC): U.S. Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services.
- Craft C. 2016. *Creating and retoring wetlands- from theory to practice.* Amsterdam: Elsevier Inc.
- Cronk JK, Fennessy MS. 2001. *Wetland plants: biology and ecology.* Boca Raton (FL): Lewis Publishers.
- Crownover SH, Comerford NB, Neary DG. 1995. Water flow patterns in cypress/pine latwoods landscape. *Soil Sci Soc Am J.* 59(4):1199–1206. doi:10.2136/sssaj1995.03615995005900040036x.
- Dahl TE, Stedman SM. 2013. Status and trends of wetlands in the coastal watersheds of the conterminous United States 2004 to 2009. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service and National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine fisheries Service; p. 46.
- Dec D, Dörmen J, Becker-Fazekas O, Horn R. 2008. Effect of bulk density on hydraulic properties of homogenized and structured soils. *J Soil Sci Plant Nutr.* 8(1):1–13.
- Devito K, Mendoza C, Qualizza C. 2012. Conceptualizing water movement in the Boreal Plains: implications for watershed

- reconstruction. Environmental and Reclamation Research Group. Synthesis report prepared for the Canadian oil sands network for research and development.
- Devito KJ, Creed IF, Fraser CJD. 2005. Controls of runoff from a partially harvested aspen-forested headwater catchment, Boreal Plain, Canada. *Hydrol Process.* 19(1):3–25. doi:10.1002/hyp.5776.
- Devito KJ, Hill AR, Roulet NT. 1996. Groundwater–surface water interactions in headwater forested wetlands of the Canadian shield. *J Hydrol.* 181(1–4):127–141. doi:10.1016/0022-1694(95)02912-5.
- Devito KJ, Hokanson KJ, Moore PA, Kettridge N, Anderson AE, Chasmer L, Hopkinson C, Lukenbach MC, Mendoza CA, Morissette J, et al. 2017. Landscape controls on long-term runoff in subhumid heterogeneous Boreal plains catchment. *Hydrol Process.* 31(15):2737–2751. doi:10.1002/hyp.11213.
- Devito KJ, Mendoza C, Petrone RM, Kettridge N, Waddington JM. 2016. Utikuma region study area (URSA) – part 1: hydrogeological and ecohydrological studies (HEAD). *Forest Chron.* 92(1):57–61. doi:10.5558/tfc2016-017.
- Devito KJ, Waddington JM, Branfireun BA. 1997. Flow reversals in peatlands influenced by local groundwater systems. *Hydrol Process.* 11(1):103–110. doi:10.1002/(SICI)1099-1085-(199701)11:1<103::AID-HYP417>3.0.CO;2-E.
- Diamond JS, McLaughlin DL, Slesak RA, D'Amato AW, Palik BJ. 2018. Forested versus herbaceous wetlands: can management mitigate ecohydrologic regime shifts from invasive emerald ash borer. *For Ecol Manage.* 222:436–446.
- Donnelly M, Devito KJ, Mendoza C, Petrone R, Spafford M. 2016. AI-Pac catchment experiment (ACE). *Forest Chron.* 92(1):23–26. doi:10.5558/tfc2016-007.
- Dresser JA, Denis TC. 1946. La géologie de Québec. *Géologie descriptive.* Québec: Ministère des Mines. Rapp Géol. 20 (2).
- Dubé S, Plamondon AP. 1995. Relative importance of interception and transpiration changes causing watering-up after clearcutting on four wet sites. In: *Man's influence on freshwater ecosystems and water use.* Boulder (CO): IAHS; p. 113–120.
- Dubé S, Plamondon AP, Rothwell RH. 1995. Watering-up after clear-cutting on forested wetlands of the St. Lawrence lowland. *Water Resour Res.* 31(7):1741–1750. doi:10.1029/95WR00427.
- Dubé S, Villeneuve N, Grandtner MM, Plamondon AP. 1993. La végétation et le sol de la forêt hygrophile de Beaurivage (Québec): une analyse écologique de groupement et d'ordination. *Fragm Florist Geobot.* 2(2):539–556.
- Dunne T, Black RD. 1970. Partial-area contribution to storm runoff in a small New England watershed. *Water Resour Res.* 6(5):1296–1311. doi:10.1029/WR006i005p01296.
- Edwards KE. 2011. Course - advanced wetlands ecology University of Tennessee – Knoxville. Slides. Available from: <http://fwf.ag.utk.edu/mgray/wfs560/Edwards2011.pdf>
- Eisenbies MH, Burger JA, Aust WM, Patterson SC. 2004. Loblolly pine response to wet weather harvesting on wet flays after 5 years. *Water, Air, Soil Pollut Focus.* 4(1):217–233. doi:10.1023/B:WAFO.0000012817.20157.d3.
- Eisenbies MH, Burger JA, Aust WM, Patterson SC. 2007. Changes in site productivity and the recovery of soil properties following wetland dry-weather harvesting disturbances in the Atlantic coastal plain for a stand of age 10 years. *Can J For Res.* 37(8):1336–1348. doi:10.1139/X07-038.
- Ellison AM, Bank MS, Clinton BD, Colburn EA, Elliott K, Ford CR, Foster DR, Kloeppel BD, Knoepp JD, Lovett GM, et al. 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Front Ecol Environ.* 3(9):479–486. doi:10.1890/1540-9295(2005)003[0479:LOFSCF]2.0.CO;2
- Elmes MC, Price JS. 2019. Hydrologic function of a moderate-rich fen watershed in the Athabasca oil sands region of the Western Boreal Plain, northern Alberta. *J Hydrol.* 570:692–704. doi:10.1016/j.jhydrol.2018.12.043.
- Environnement Canada. 2019. Normales climatiques du Canada 1981-2010. Available from: https://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html
- Evans M, Warburton J. 2010. *Geomorphology of upland peat. Erosion, form and landscape change.* Oxford (UK): Wiley-Blackwell.
- Ewel KC. 1990. Multiple demands on wetlands. *Bioscience.* 40(9):660–666. doi:10.2307/1311433.
- Fahey BD, Jackson RJ. 1997. Hydrological impacts of converting native forest and grasslands to pine plantations, South Island, New Zealand. *Agric For Meteorol.* 84(1–2):69–82. doi:10.1016/S0168-1923(96)02376-3.
- Ferlatte M, Quillet A, Larocque M, Cloutier V, Pellerin S. 2015. Aquifer–peatland connectivity in southern Quebec (Canada). *Hydrol Process.* 29(11):2600–2612.
- Fisher RF. 1981. Impact of intensive silviculture on soil and water quality in a coastal lowland. In: Lall R, Russell EW, editors. *Tropical agricultural hydrology.* Toronto: John Wiley & Sons; p. 299–309.
- FMWSI. 2018. Guiding principles for wetland stewardship and forest management: technical report. Edmonton (Alberta): Forest Management Stewardship Initiative, Ducks Unlimited Canada.
- FMWSI. 2019. Practitioner guide. Wetland best management practices for forest management planning and operations. Edmonton (Alberta): Forest management and wetland stewardship initiative, Ducks Unlimited Canada.
- Fossey M, Rousseau AN. 2016. Assessing the long-term hydrological services provided by wetlands under changing climate conditions: a case study approach of a Canadian watershed. *J Hydrol.* 541:1287–1302. doi:10.1016/j.jhydrol.2016.08.032.
- Fossey M, Rousseau AN, Savary S. 2016. Assessment of the impact of spatiotemporal attributes of wetlands on stream flows using a hydrological modelling framework: a theoretical case study of a watershed under temperate climatic conditions. *Hydrol Process.* 30(11):1768–1781. doi:10.1002/hyp.10750.
- Frei S, Fleckenstein JH. 2014. Representing effects of micro-topography on runoff generation and sub-surface flow patterns by using superficial rill/depression storage height variations. *Envir Model Softw.* 52:5–18. doi:10.1016/j.envsoft.2013.10.007.
- Frei S, Lischheid G, Fleckenstein JH. 2010. Effects of micro-topography on surface-subsurface exchange and runoff generation in a virtual riparian wetland – A modeling study. *Adv Water Resour.* 33(11):1388–1401.
- Gafni A, Brooks KN. 1990. Hydrologic characteristics of four peatlands in Minnesota. *Can J Soil Sci.* 70:239–253.
- Gamble DE, Grody J, Mack J, Micacchion M. 2007. An ecological and functional assessment of urban wetlands. Vol 2. Morphometric surveys, depth-area-volume relationships

- and flood storage function of urban wetlands in central Ohio. Columbus: Ohio Environmental Protection Agency, Wetland Ecology Group, Division of Surface Water. Technical Report WET/2007-3B.
- Gao J, Kirkby M, Holden J. 2018. The effect of interactions between rainfall patterns and land-cover change on flood peaks in upland peatlands. *J Hydrol.* 567:546–559. doi:10.1016/j.jhydrol.2018.10.039.
- Gent JA Jr., Ballard R, Hassan AE. 1983. The impact of harvesting and site preparation on the physical properties of lower coastal plain forest soils. *Soil Sci Soc Am J.* 47(3):595–598. doi:10.2136/sssaj1983.03615995004700030041x.
- Gibson JJ, Prepas EE, McEachem P. 2002. Quantitative comparison of Lake throughflow, residency, and catchment runoff using stable isotopes: modelling and results from a regional survey of boreal lakes. *J Hydrol.* 262(1–4):128–144. doi:10.1016/S0022-1694(02)00022-7.
- Gillies C. 2007. Méthodes de contrôle de l'érosion et des sédiments pour les routes forestières et les traversées de cours d'eau. Guide pratique pour les opérations forestières. FPInnovations. Advantage. 9(5):95.
- Glaser PH, Siegel DI, Romanowicz EA, Shen YP. 1997. Regional linkage between raised bogs and the climate, groundwater, and landscape of north-western Minnesota. *J Ecol.* 85(1):3–16. doi:10.2307/2960623.
- Gleason RA, Tangen BA, Laubhan MK, Kermes KE, Euliss NH. 2007. Estimating water storage capacity of existing and potentially restorable wetland depressions in a subbasin of the Red River of the North. Reston (VA): US Department of the Interior, US Geological Survey. USGS Open-File Report 2007-1159.
- Glenn MS, Woo MK. 1997. Spring and summer hydrology of a valley-bottom wetland, Ellesmere Island, northwest territories, Canada. *Wetlands.* 17(2):321–329. doi:10.1007/BF03161420.
- Golet FC, Larson JS. 1974. Classification of freshwater wetlands in the glaciated Northeast. US fish wildl Serv Resour. Publ N° 116.
- Gorham E. 1957. The development of peat lands. *Q Rev Biol.* 32(2):145–166. doi:10.1086/401755.
- Gosselink JC, Turner RE. 1978. The role of hydrology in freshwater wetland ecosystems. In: Good RE, Whigman DF, Simpson RL, editors. *Freshwater wetlands: ecological processes and management potential.* New York: Academic Press; p. 63–78.
- Gosselink JG, Lee LC, Muir TA. 1990. Ecological processes and cumulative impacts illustrated by bottomland hardwood wetland ecosystems. Chelsea (MI): Lewis Publishing.
- Goulsbra C, Evans M, Lindsay J. 2014. Temporary stream in a peatland catchment: pattern, timing, and controls on stream network expansion and contraction. *Earth Surf Process Landf.* 39(3):790–803.
- Grant GE, Lewis SL, Swanson FJ, Cissel JH, McDonnell JJ. 2008. Effects of forest practices on peak flows and consequent channel response: a state-of-science report for Western Oregon and Washington. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-760.
- Green WD, Stuart WB, Perumpral JV. 1983. Skidder and tire size effects on soil compaction. ASAE Paper N° 83-1620. In: Preston DP, editor. *Harvesting effects on the hydrology of wet pine flats [Master thesis].* Blacksburg: Virginia Polytechnic Institute and State University; p. 16. Am Soc Agric Eng. St. Joseph (MI). 1996.
- Gregory JD. 1988. Hydrologic impact of forest water management. In: Hook DD, McKee WH Jr, Smith HK, Gregory J, Burrell VG Jr, DeVoe MR, Sojka RE, Gilbert S, Banks R, Stolzy LH, et al, editors. *The ecology of management of wetlands.* Vol. 2. London UK: Management use, and values of wetlands. Croom Held; p. 137–147.
- Grigal DF. 1983. Impact of right-of-way construction on organic soil bulk density in the red lake peatland. *Can J Soil Sci.* 63(3):557–562. doi:10.4141/cjss83-057.
- Grigal DF, Brooks KN. 1997. Forest management impacts on undrained peatlands in North America. In: Trettin CC, Jurgensen MF, Grigal DF, Gale MR, Jeglum JK, editors. *Northern forested wetlands: ecology and management.* Boca Raton (FL): Lewis Publishers, CRC Press; p. 369–386.
- Grondin P, Noël J, Schreiber A. 2005. Analyse des relations entre les ornières et les variables écologiques dans la portion sud de la forêt boréale québécoise. Ministère des ressources naturelles et de la faune. Direction de l'environnement forestier. Hors-série.
- Groot A. 1998. Physical effects of site disturbance on peatlands. *Can J Soil Sci.* 78:45–50.
- Groupe de travail national sur les terres humides (GTNTH). 1988. Terres humides du Canada. Série de la classification écologique du territoire N° 24. Direction du développement durable. Service canadien de la faune. Ottawa: Environnement Canada.
- Guillemette F, Plamondon AP, Prévost M, Lévesque D. 2005. Rainfall stormflow response to clearcutting a boreal forest: peak flow comparison with 50 basins studies. *J Hydrol.* 302:137–153.
- Hammer D. 1992. *Creating freshwater wetlands.* Chelsea (MI): Lewis Publishers.
- Hanson MA, Palik BJ, Church JO, Miller AT. 2010. Influences of upland timber harvest on aquatic invertebrate communities in seasonal ponds: efficacy of forested buffers. *Wetl Ecol Manage.* 18(3):255–267. doi:10.1007/s11273-009-9167-1.
- Harms RW, Aust WM, Burger JA. 1998. Wet flatwoods. In: Messina MG, Conner WH, editors. *Southern forested wetlands – ecology and management.* Boca Raton (USA): Lewis Publishers; p. 421–444.
- Hauser JW, Aust WM, Burger JA, Zedaker SM. 1993. Drainage effects on plant diversity and productivity in loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantations on wet flats. *For Ecol Manage.* 61(1–2):109–126. doi:10.1016/0378-1127(93)90193-Q.
- Heikurainen L. 1980. Effect of forest drainage on high discharge. In: *The influence of man on the hydrological regime with special reference to representative and experimental basins.* Vol. 130. IASH Publication; p. 89–96.
- Hillman G, Rothwell R. 2016a. Spring creek representative and experimental watershed project. *Forest Chron.* 92(1):43–46. doi:10.5558/tfc2016-013.
- Hillman G, Rothwell R. 2016b. Bear creek watershed investigation. *Forest Chron.* 92(1):27–28.
- Hillman GR. 1998. Floodwave attenuation by a wetland following a beaver dam failure on a second order boreal stream. *Wetlands.* 18(1):31–34. doi:10.1007/BF03161439.
- Holden J, Burt TP. 2003. Hydraulic conductivity in upland blanket peat: measurement and variability. *Hydrol Process.* 17(6):1227–1237. doi:10.1002/hyp.1182.

- Holden J, Gascoign M, Bosanko NR. 2007. Erosion and natural revegetation associated with surface land drains in upland peatlands. *Earth Surf Process Landf.* 32:1547–1557.
- Holden J, Kirkby MJ, Lane SN, Milledge DJ, Brookes CJ, Holden V, McDonald AT. 2008. Factors affecting overland flow velocity in peatlands. *Water Resour Res.* 44:W06415.
- Hupp CR, Bazemore DE. 1993. Temporal and spatial patterns of wetland sedimentation, West Tennessee. *J Hydrol.* 141(1–4):179–196. doi:10.1016/0022-1694(93)90049-F.
- Hupp CR, Osterkamp WR. 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology.* 14(4):277–295. doi:10.1016/0169-555X(95)00042-4.
- Ice GG. 2004. History of innovative best management practice development and its role in addressing water quality limited waterbodies. *J Environ Eng.* 130(6):684–689. doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(2004)130:6(684).
- Jackson CR, Sun G, Amatya D, Swank WT, Riedel M, Patric J, Williams T, Vose JM, Trettin C, Aust WM, et al. 2004. Fifty years of forest hydrology in the southeast. In: Ice GG, Stednick JD, editors. *A century of forest and wildlands watersheds lessons*. Bethesda (Maryland): Society of American Foresters; p. 33–112.
- Jackson RG. 2006. Wetland hydrology. In: Batzer DP, Sharitz RR, editors. *Ecology of freshwater and estuarine wetlands*. 2nd ed. University of California Press. 2014.
- Jackson RJ. 1987. Hydrology of an acid wetland before and after draining for afforestation, western New Zealand. In: *Forest hydrology and watershed management. Proceedings of the vancouver symposium, August*. IHAS Publ. N° 167; p. 465–574.
- Javornik CJ, Collinge SK. 2016. Influences of annual weather variability on vernal pool plant abundance and community composition. *Aquat Bot.* 134:61–67.
- Jeffries R, Darby SE, Sear DA. 2003. The influence of vegetation and organic debris on flood-plain sediment dynamics: case study of a low-order stream in the new forest, England. *Geomorphology.* 51(1–3):61–80.
- Jenkins GA, Greenway M. 2005. The hydraulic efficiency of fringing versus banded vegetation in constructed wetlands. *Ecol Eng.* 25:61–72.
- Joensuu S. 1997. Factors affecting sediment accumulation in sedimentation ponds. Ch. 21. In: Trettin CC, Jurgensen MF, Grigal DF, Gale MR, Jeglum JK, editors. *Northern forested wetlands. Ecology and management*. CRC Press; p. 297–311.
- Joyce C. 2012. Preface: wetland services and management. *Hydrobiologia.* 692:1–3.
- Jutras S, Boileau E, Seto M, Prévost M, Huot M, Joannis G. 2013. La remontée de la nappe phréatique. In: Boulet B, Huot M superviseurs, editors. *Le guide sylvicole du Québec, Tome 1 – Les fondements biologiques de la sylviculture*. Ministère des ressources naturelles. Canada: Les Publications du Québec; p. 789–799.
- Jutras S, Hökka H, Bégin J, Plamondon AP. 2006a. Beneficial influence of plant neighbours on tree growth in drained forested peatlands: a case study. *Can J For Res.* 36(9):2341–2350.
- Jutras S, Plamondon AP, Hökka H, Bégin J. 2006b. Water table changes following precommercial thinning on post-harvest drained wetlands. *For Ecol Manage.* 235(1–3):252–259. doi:10.1016/j.foreco.2006.08.335.
- Jutras S, Prévost M. 2013. Le drainage sylvicole. In: Larouche C, Guillemette F, Raymond P, Saucier JP superviseurs, editors. *Le guide sylvicole du Québec, Tome 2 – Optimiser les résultats de la CPRS es concepts et l'application de la sylviculture*. Canada: Ministère des Ressources naturelles. Les Publications du Québec; p. 179–194.
- Jutras S, Rousseau AN, Clerc C. 2009. Implementation of a peatland-specific budget algorithm in HYDROTEL. *Can Water Res J.* 34(4):349–364. doi:10.4296/cwrj3404349.
- Keddy PA. 2010. *Wildland ecology: principles and conservation*. New York: Cambridge University Press.
- Kolka RK, Palik BJ, Tersteeg DP, Bell JC. 2011. Effects of riparian buffers on hydrology of northern seasonal ponds. *Trans ASABE.* 54(6):2111–2116.
- Kvæerner J, Kløve B. 2008. Generation and regulation of summer runoff in a boreal flat fen. *J Hydrol.* 360(1–4):15–30. doi:10.1016/j.jhydrol.2008.07.009.
- Kyle KH, Andrews LA, Fox TR, Aust WM, Burger JA, Hansen GH. 2005. Long-term effects of drainage, bedding, and fertilization on growth of Loblolly pine (*Pinus taeda* L.) in the coastal plain of Virginia. *South J Appl For.* 29(4):205–214. doi:10.1093/sjaf/29.4.205.
- Lagacé R. 1981. Quatre méthodes d'évaluation de la porosité de drainage. *Can Agric Eng.* 23:85–90.
- Lakel WA, Aust WM, Carter EA, Stockes BJ, Buford MA, Sanchez FG. 1999. Harvesting and site preparation effects on the hydroperiods of wet flat pine plantations. In: Haywood JD, editor. *Proceedings of the tenth biennial silvicultural research conference*. Asheville NC: US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. Gen Tech Rep. SRS-30; p. 298–301.
- Lang AJ, Cristan R, Aust WM, Bolding MC, Strahm BD, Vance ED, Roberts ET Jr. 2016. Long-term effects of wet and dry site harvesting on soil physical properties mitigated by mechanical site preparation in coastal plain loblolly pine (*Pinus taeda*) plantations. *For Ecol Manage.* 359:162–173. doi:10.1016/j.foreco.2015.09.034.
- Larocque M, Biron PM, Buffin-Bélanger T, Needelman M, Coutier CA, McKenzie JM. 2016. Role of the geomorphic setting in controlling groundwater–surface water exchanges in riverine wetlands: a case study from two southern Québec rivers (Canada). *Rev Can Ressour Hydriques.* 41(4):528–542. doi:10.1080/07011784.2015.1128360.
- Lavoie M, Paré D, Fenton N, Groot A, Taylor K. 2005. Paludification and management of forested peatlands in Canada: a literature review. *Environ Rev.* 13:21–50.
- Lebo ME, Herrmann RB. 1998. Harvest impacts on forest outflow in coastal North Carolina. *J Environ Qual.* 27(6):1382–1395. doi:10.2134/jeq1998.00472425002700060015x.
- Leibowitz SG. 2015. Geographically isolated wetlands: why we should keep the term. *Wetlands.* 35:997–1003.
- Letts MG, Roulet NT, Comer NT, Skarupa MR, Vrseghy DL. 2000. Parametrization of peatland hydraulic properties for the Canadian land surface scheme. *Atmosphere-Ocean.* 38(1):141–160.
- Lévy G. 1990. Incidences possibles d'une coupe à blanc sur la remontée des nappes et la stabilité structurale des sols à hydromorphie temporaire. *Rev for Fr.* 42(5):517–522. doi:10.4267/2042/26101.
- Liu YL, Kumar M. 2016. Role of meteorological controls on interannual variations in wet-period characteristics of wetlands. *Water Resour Res.* 52:5056–5074.

- Lockaby BG, Clawson RG, Flunn K, Rummer R, Meadows JS, Stokes B, Stanturf JA. 1997b. Influence of harvesting on biochemical exchange in sheetflow and soil processes in a eutrophic floodplain forest. For Ecol Manage. 90(2–3):187–194. doi:10.1016/S0378-1127(96)03902-3.
- Lockaby BG, Jones RH, Clawson RG, Meadows JS, Stanturf JA, Thornton FC. 1997c. Influences of harvesting on functions of floodplain forests associated with low-order, blackwater streams. For Ecol Manage. 9(2–3):217–224. doi:10.1016/S0378-1127(96)03900-X.
- Lockaby BG, Stanturf JA, Messina MG. 1997a. Effects of silvicultural activity on ecological processes in floodplain forests of the southern United States: a review of existing reports. For Ecol Manage. 90(2–3):93–100. doi:10.1016/S0378-1127(96)03897-2.
- Lockaby BG, Thornton FC, Jones RH, Clawson RG. 1994. Ecological response of an oligotrophic floodplain forest to harvesting. J Environ Qual. 23(5):901–906. doi:10.2134/jeq1994.00472425002300050008x.
- Locky DA, Bayley SE. 2007. Effects of logging in the southern boreal peatlands of Manitoba, Canada. Can J For Res. 37:649–661.
- Looney CE, D'Amato AW, Palik BJ, Slesak RA, Slater MA. 2017. The response of *Fraxinus nigra* forest ground-layer vegetation to emulated ash borer mortality and management strategies in northern Minnesota, USA. For Ecol Manage. 389:352–363. doi:10.1016/j.foreco.2016.12.028.
- Lu J, Sun G, McNulty SG, Comerford NB. 2009. Sensitivity of pine flatwoods hydrology to climate change and forest management in Florida, USA. Wetlands. 29(3):826–836. doi:10.1672/07-162.1.
- Lu SY. 1994. Forest harvesting effects on streamflow and flood frequency in the northern Lake States [Doctoral dissertation]. St. Paul (MN): University of Minnesota.
- Mansell RS, Bloom SA, Sun G. 2000. A model for wetland hydrology: description and validation. Soil Sci. 165(5):384–397. doi:10.1097/00010694-200005000-00002.
- Marcotte M, Roy V, Plamondon AP, Auger I. 2008. Ten-year water table recovery after clearcutting and draining boreal forested wetlands of eastern Canada. Hydrol Process. 22:4163–4172.
- McEachern P. 2016. Forest watershed and riparian disturbance project (FORWARD). Forest Chron. 92(1):29–31. doi:10.5558/tfc2016-009.
- McKee WH Jr. 1985. Forestry and forest management impacts on wetlands. In: Groman HA, Burke D, Henderson T, Groman H, editors. Proceedings of a conference – wetlands of the Chesapeake. Washington (DC): Environmental Law Institute; p. 216–224.
- Metcalf RA, Buttle JM. 1999. Semi distributed water balance dynamics in a small boreal forest basin. J Hydrol. 226:66–87.
- MFRC. 2014. Minnesota's forest management guidelines. Quick reference field manual. Minnesota forest research council. Saint-Paul (Minn): Minnesota Department of Natural Resources.
- Miller EG. 1965. Effect of great swamp, New Jersey, on streamflow during base-flow periods. In: Geological survey research 1965. Ch. B, professional paper 525-B. p. 177–179.
- Mitsch WJ, Gosselink JG. 2015. Wetlands. 5th ed. New Jersey: John Wiley et Sons.
- Miwa M, Aust WM, Burger JA, Patterson SC. 1998. Characterization of disturbed forest soils in the lower coastal plain of South Carolina. In: Waldrop TA, editor. Proceedings of the ninth biennial silvicultural research conference. US department of agriculture, forest service, southern research station. Ashville (NC): Gen. Tech. Rep. SRS-20; p. 379–385.
- Miwa M, Aust WM, Burger JA, Xu YJ, Patterson SC. 1999. Harvesting and site preparation effects on the hydroperiods of wet flat pine plantations. In: Haywood JD, editor. Proceedings of the tenth biennial silvicultural research conference. Ashville (NC): US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. Gen. Tech. Rep. SRS-30; p. 293–297.
- Moore PA, Morris PJ, Waddington JM. 2015. Multi-decadal water table manipulation alters peatland hydraulic structure and moisture retention. Hydrol Process. 29:2970–2982.
- NCFS. 2015. Forestry best management manual to protect water quality. North Carolina forest service, Raleigh. Fourth Printing. Publication number FM-01-06.
- Neary DG, Swank WT, Riekerk H. 1989. An overview of nonpoint source pollution in the southern United States. In: Hook DD, Russ L, editors. Proceedings of the symposium: the forested wetlands of the Southern United States. Asheville (NC). Gen. Tech. Rep. SE-50, USDA Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station; p. 1–7.
- Neaves CN, Aust WM, Bolding MC, Barrett SM, Trettin CC. 2017. Loblolly pine (*Pinus taeda* L.) productivity 23 years after wet site harvesting and site preparation in the lower Atlantic coastal plain. For Ecol Manage. 401:207–214. doi:10.1016/j.foreco.2017.07.007.
- Nichols DS, Verry ES. 2001. Streamflow and groundwater recharge from small forested watersheds in north central Minnesota. J Hydrol. 245(1–4):89–103. doi:10.1016/S0022-1694(01)00337-7.
- Nilsson KA, Rains MC, Lewis DB, Trout KE. 2013. Hydrologic characterization of 56 geographically isolated wetlands in west-central Florida using a probabilistic method. Wetl Ecol Manage. 21(1):1–14. doi:10.1007/s11273-012-9275-1.
- Novitzki RP. 1978. Hydrologic characteristics of Wisconsin's wetlands and their influence on floods, streamflow and sediment. In: Greeson PE, Clark JR, Clark JE, editors. Wetlands functions and values: the state of our understanding. Minneapolis (MN): Am Water Resour Ass; p. 377–388.
- Novitzki RP. 1981. The hydrologic characteristics of Wisconsin's wetlands and their influence on floods, streamflow and sediments. In: Richardson B, editor. Selected proceedings of the Midwest conference on wetlands values and management. St-Paul (MN): Water planning board. Abstract. p. 111.
- Novitzki RP. 1982. Hydrology of Wisconsin wetlands. US Department of Interior, Geological Survey, Information Circular 40.
- O'Brien AL. 1977. Hydrology of two small wetland basins in eastern Massachusetts. Water Resour Bull. 13(2):325–340. doi:10.1111/j.1752-1688.1977.tb02027.x.
- Paavilainen E, Päivänen J. 1995. Peatland forestry. Ecology and principles. Ecological studies 111. Berlin (Alle): Springer Verlag.
- Page-Dumroese DS, Jurgensen MF, Tiarks AE, Ponder F Jr, Sanchez FG, Fleming RL, Kranabetter JM, Powers RF, Stone DM, Elio JD, et al. 2006. Soil physical property changes at the North American long-term soil productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. Can J For Res. 36:551–564.

- Päivänen J, Hänell B. 2012. Peatland ecology and forestry – A sound approach. Vol. 3, Department of Forest Sciences Publications, University of Helsinki; p. 1–267.
- Paradis É. 2015. Restauration écologique des transitions tourbière-forêt dans les marges des tourbières perturbées par l'extraction de la tourbe [Master thesis]. Québec (Canada): Université Laval.
- Partington M, Gillies C, Gingras B, Smith C, Morissette J. 2016. Routes d'accès et milieux humides: guide sur la planification, la construction et l'entretien. FPIInnovations. Pointe-Claire (QC) (Canada): Publication spéciale SP-530F.
- Pepin S, Plamondon AP, Stein J. 1992. Peat water content measurement using time domain reflectometry. *Can J For Res.* 22:534–540.
- Perison D, Phelps J, Pavel C, Kellison R. 1997. The effects of timber harvest in a South Carolina blackwater bottomland. *For Ecol Manage.* 90(2–3):171–185. doi:10.1016/S0378-1127(96)03896-0.
- Petrone R, Devito KJ, Mendoza C. 2016. Utikuma region study area (URSA) – part 2: aspen harvest and recovery. *Forest Chron.* 92(1):62–65.
- Petru BJ, Chescheir GM, Ahn C. 2014. Assessment of water budgets and the hydrologic performance of a created mitigation wetland - A modeling approach. *Ecol Eng.* 71:667–676.
- Piché C, Bussièrès N, Soucie J. 2017. Évaluation de l'importance écologique de 9 étangs vernaux dans Gatineau, Québec. *Le Naturaliste canadien.* 141(1):58–66.
- Plamondon AP, Belleau P. 1991. Estimation of the hydraulic conductivity of peat from bulk density and von post decomposition. In: Jeglum JK, Overend RP, editors. *Proceedings symposium 1989. Peat and peatlands diversification and innovation. Volume 1 – Peatland forestry*, Québec City: Canadian Society for Peat and Peatlands; p. 146–152.
- Plamondon JA. 2006. Optimiser les résultats de la CPRS – Guide de saines pratiques. *Avantage.* 7(6):50.
- PNHP. 2015. Pennsylvania national heritage program. BMP and special considerations. Available from: <http://www.naturalheritage.state.pa.us/docs/Vernal%20Pool%20Conservation%20Mgmt%20Full%20Doc.pdf>
- Poole GC, Stanford JA, Running SW, Frissell CA. 2006. Multiscale geomorphic drivers of groundwater flow paths: subsurface hydrologic dynamics and hyporheic diversity. *J N Am Benthol Soc.* 25:288–303.
- Popescu VD, Patrick DA, Hunter ML Jr, Calhoun AJK. 2012. The role of forest harvesting and subsequent vegetative regrowth in determining patterns of amphibian habitat use. *For Ecol Manage.* 270:163–174. doi:10.1016/j.foreco.2012.01.027.
- Pothier D, Prevost M, Auger I. 2003. Using the shelterwood method to mitigate water table rise after forest harvesting. *For Ecol Manage.* 179:573–583.
- Potvin MG, collaborateurs. 1997. Guide: L'aménagement des ponts et des ponceaux en milieu forestier. Ministère des Ressources naturelles, Gouvernement du Québec; p. 145.
- Powers RF, Scott DA, Sanchez FG, Voldseth RA, Page-Dumrose D, Elioff JD, Stone DM. 2005. The North American long-term soil productivity experiment: findings from the first decade of research. *For Ecol Manage.* 220(1–3):31–50.
- Prenger JP, Crisman TL. 2001. Timber harvesting in wetlands: strategies and impact assessment. In: Rader RB, Batzer DP, Wissinger SA, editors. *Bioassessment and management of North American freshwater wetlands*. New York: John Wiley & Sons; p. 429–449.
- Prepas EE, Burke JM, Putz G, Smith DW. 2008. Dissolved and particulate phosphorus concentration and export patterns in headwater streams draining Boreal Plain watersheds one year after experimental forest harvest and post-harvest silvicultural activities. *J Environ Eng Sci.* 7 (Supplement 1):63–77.
- Prepas EE, Burke JM, Whitson IR, Putz G, Smith DW. 2006. Associations between watershed characteristics, runoff, and stream water quality: hypothesis development for watershed disturbance experiments and modelling in the forest watershed and riparian disturbance (FORWARD) project. *J Environ Eng Sci.* 5(Supplement 1):27–37. doi:10.1139/s05-033.
- Preston DP. 1996. Harvesting effects on the hydrology of wet pine flats [Master thesis]. Blacksburg (VA): Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Prévost M, Belleau P, Plamondon AP. 1997. Substrate conditions in a treed peatland: responses to drainage. *Écoscience.* 4(4):453–554. doi:10.1080/11956860.1997.11682434.
- Prévost M, Gauthier MM. 2013. Shelterwood cutting in red spruce – balsam fir lowland site: effects of final cut on water table and regeneration development. *For Ecol Manage.* 291:404–416. doi:10.1016/j.foreco.2012.11.019.
- Prévost M, Plamondon AP, Belleau P. 1999. Effects of drainage of a forested peatland on water quality and quantity. *J Hydrol.* 214(1–4):130–143. doi:10.1016/S0022-1694(98)00281-9.
- Prévost M, Plamondon AP, Roy V. 2001. La production forestière.. In: Payette S, Rochefort L, editors. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval; p. 423–447. Ch 22.
- Price J, Evans C, Evans M, Allott T, Shuttleworth E. 2016. Peatland restoration and hydrology. Ch.5. In: Bonn A, Allott T, Evans M, Joosten H, Stoneman R, editors. *Ecosystem services: science, policy and practice*. Cambridge University Press; p. 77–94.
- Price JS. 2003. Role and character of seasonal peat soil deformation on the hydrology of undisturbed and cutover peatlands. *Water Resour Res.* 39(9):art. 1241. doi:10.1029/2002WR001302.
- Quillet A, Larocque M, Pellerin S, Cloutier V, Ferlatte M, Paniconi M, Bourgault MA. 2017. The role of hydrogeological setting in two Canadian peatlands investigated through 2D steady-state groundwater flow modelling. *Hydrol Sci J.* 62 (15):2541–2557.
- Quinton WL, Hayashi M, Pietroniro A. 2003. Connectivity and storage functions of channel fens and flat bogs in northern basins. *Hydrol Process.* 17(18):3665–3684. doi:10.1002/hyp.1369.
- Quinton WL, Roulet NT. 1998. Spring and summer hydrology of a subarctic patterned wetland. *Arct Alp Res.* 30:285–294.
- Rapp J, Shear T, Robinson D. 2001. Soil, groundwater, and floristics of a southeastern United States blackwater swamp 8 years after clearcutting with helicopter and skidder extraction of the timber. *For Ecol Manage.* 149:241–252.
- Rassam DW, Fellows CS, DeHayr R, Hunter H, Bloesch P. 2006. The hydrology of riparian buffer zones; two case studies in an ephemeral and a perennial stream. *J Hydrol.* 325:308–324.

- Rawls WJ, Brakensiek DL, Saxton KE. 1982. Estimation of soil water properties. *Trans ASAE*. 25(5):1316–1220, 1328. doi:10.13031/2013.33720.
- Redding TE, Devito KJ. 2010. Mechanism and pathways of lateral flow on aspen-forested, luvisolic soils, Western Boreal Plain, Alberta, Canada. *Hydrol Process*. 24:2995–3010.
- Redding TE, Devito KJ. 2011. Aspect and soil texture control of snowmelt runoff on forested Boreal Plain hillslopes. *Hydrol Res*. 42(4):250–267. doi:10.2166/nh.2011.162.
- Rheinhardt RD, Rheinhardt MC, Brinson MM. 2002. Regional guidebook for applying the hydrogeomorphic approach to wet pine flats on mineral soils in the Atlantic and gulf coastal plains. Vicksburg (MS): US Army Engineer Research and Development Center. ERDC/EL TR-02-9.
- Richardson AD, Siccama TG. 2000. Are soils like sponges? *J Amer Water Resour Ass*. 36(4):913–918. doi:10.1111/j.1752-1688.2000.tb04316.x.
- Richardson CJ. 1994. Ecological functions and human values of wetlands: a framework for assessing forestry impacts. *Wetlands*. 14(1):1–9. doi:10.1007/BF03160616.
- Richardson CJ, McCarthy EJ. 1994. Effect of land development and forest management on hydrologic response in south-eastern coastal wetlands: a review. *Wetlands*. 14(1):56–71. doi:10.1007/BF03160622.
- Richter BD, Baumgartner JV, Powell J, Braun DP. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conserv Biol*. 10(4):1163–1174. doi:10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x.
- Riekerk H. 1983. Impacts of silviculture on flatwoods runoff, water quality, and nutrient budgets. *Water Resour Bull*. 19(1):73–79. doi:10.1111/j.1752-1688.1983.tb04559.x.
- Riekerk H. 1989. Influence of silvicultural practices on the hydrology of pine flatwoods in Florida. *Water Resour Res*. 25(4):713–719. doi:10.1029/WR025i004p00713.
- Riekerk H, Horhnak LV. 2000. The hydrology of cypress wetlands in Florida pine flatwoods. *Wetlands*. 20(3):448–460. doi:10.1672/0277-5212(2000)020[0448:THOCWI]2.0.CO;2.
- Riekerk H, Neary DG, Swank WT. 1989. The magnitude of upland silvicultural nonpoint source pollution in the South. In: Hook DD, Russ L, editors. *Proceedings of the symposium: the forested wetlands of the Southern United States*. Asheville (NC). Gen. Tech. Rep. SE-50, USDA Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station; p. 8–18.
- Roberge J, Plamondon AP. 1987. Snowmelt runoff pathways in a boreal forest hillslope, the role of pipe throughflow. *J Hydrol*. 95(1–2):39–54. doi:10.1016/0022-1694(87)90114-4.
- Robroek BJM, Schouten MGC, Limpens J, Berendse F, Poorter H. 2009. Interactive effects of water table and precipitation on net CO₂ assimilation of three co-occurring Sphagnum mosses differing in distribution above the water table. *Glob Change Biol*. 15(3):680–691. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01724.x.
- Romanov VV. 1968. *Hydrophysics of bogs*. Jerusalem: Israel program for scientific translation. Translated from Russian.
- Rothwell RL, Woodard PM, Rivard PG. 1993. The effect of peatland drainage and planting position on the growth of white spruce seedlings. *North J Appl For*. 10(4):154–160. doi:10.1093/njaf/10.4.154.
- Roulet NT. 1990a. Hydrology of peat-covered wetlands. *Can Geogr*. 34(1):78–90. doi:10.1111/j.1541-0064.1990.tb01073.x.
- Roulet NT. 1990b. Hydrology of a headwater basin wetland: groundwater discharge and wetland maintenance. *Hydrol Process*. 4(4):387–400. doi:10.1002/hyp.3360040408.
- Roulet NT, Woo MK. 1986. Hydrology of a wetland in the continuous permafrost region. *J Hydrol*. 89(1–2):73–91. doi:10.1016/0022-1694(86)90144-7.
- Roux M. 2019. *Dynamique hydrique de milieux humides temporaires dans la forêt du Québec méridional* [Master thesis]. Canada: Université du Québec à Montréal, Montréal; p. 153.
- Roy V, Bernier PY, Plamondon AP, Ruel JC. 1999. Effect of drainage and microtopography in forested wetlands on the microenvironment and growth of planted black spruce seedlings. *Can J For Res*. 29(5):563–574. doi:10.1139/x99-024.
- Roy V, Jeglum JK, Plamondon AP. 1997. Water table fluctuations following clearcutting and thinning on wally creek wetlands. Ch. 17. In: Trettin CC, Jurgensen MF, Grigal DF, Gale MR, Jeglum JK, editors. *Northern forested wetlands. Ecology and management*. CRC Press; p. 239–252.
- Roy V, Plamondon AP, Bernier PY. 2000. Draining forested wetland cutovers to improve seedling root zone conditions. *Scand J For Res*. 15(1):58–67. doi:10.1080/02827580050160475.
- Roy V, Plamondon AP, Bernier PY. 2001. Influence of vegetation removal and regrowth on interception and water table level on wetlands. *Intern Peat J*. 10:3–12.
- Rummer RB, Stokes BJ, Lockaby BG. 1997. Sedimentation associated with forest road surfacing in a bottomland hardwood ecosystem. *For Ecol Manage*. 90(2–3):195–200. doi:10.1016/S0378-1127(96)03904-7.
- Rutherford I, Anderson B, Ladson A. 2007. Managing the effects of riparian vegetation on flooding. Ch. 5. In: Lovett S, Price P, editors. *Principles for riparian lands management*. Canberra: Land and Water Australia; p. 63–84.
- Rutter AJ, Morton AJ, Robins PC. 1975. A predictive model of rainfall interception in forests. II. Generalization of the model and comparison with observations in some coniferous and hardwood stands. *J Appl Ecol*. 12(1):367–380. doi:10.2307/2401739.
- Rydin H, Jeglum JK. 2013. *The biology of peatlands*. 2nd ed. United Kingdom: Oxford University Press.
- Sather JH, Smith RD. 1984. *An overview of major wetland functions and values*. Washington (DC): Reserach and Development, Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior.
- SCFC. 2007. *South Carolina's best management practices for forestry*. Columbia: South Carolina Forestry Commission.
- Schiff S, Aravena R, Mewhinney E, Elgood R, Warner B, Dillon P, Trumbore S. 1998. Precambrian shield wetlands: hydrologic control of the sources and export of dissolved organic matter. *Clim Change*. 40(2):167–188. doi:10.1023/A:1005496331593.
- Schilling EB, Lang AJ, Nicholson H, Nettles J, Gerow TA Jr, McInnis D. 2019. Evolving silvicultural practices to meet sustainability objectives in forested wetlands of the Southeastern United States. *Wetlands*. doi:10.1007/s13157-019-01152-z
- Sebestyen SD, Dorrance C, Olson DM, Verry ES, Kolka RK, Elling AE, Kyllander R. 2011a. Long-term monitoring sites and trends at the Marcell experimental forest. Ch. 2. In: Kolka RK, Sebestyen SD, Verry ES, Brooks KN, editors. *Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the*

- Marcell experimental forest. Boca Raton (FL): CRC Press; p. 15–71.
- Sebestyen SD, Verry ES, Brooks KN. 2011b. Hydrological response in change of forest cover on uplands and peatlands. Ch. 13. In: Kolka RK, Sebestyen SD, Verry ES, Brooks KN, editors. *Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the Marcell experimental forest*. Boca Raton (FL): CRC Press; p. 401–432.
- Shedlock RJ, Wilcox DA, Thompson TA, Cohen DA. 1993. Interaction between groundwater and wetlands southern shore of Lake Michigan, USA. *J Hydrol.* 141(1–4):127–155. doi:10.1016/0022-1694(93)90047-D.
- Shepard JP. 1994. Effects of forest management on surface water quality in wetland forest. *Wetlands.* 14(1):18–26. doi:10.1007/BF03160618.
- Sidle RC, Onda Y. 2004. Hydrogeomorphology: overview of an emerging science. *Hydrol Process.* 18(4):597–602. doi:10.1002/hyp.1360.
- Siegel DI, et al. 1988. A review of the recharge-discharge functions of wetlands. In: Hook DD, McKee WH Jr, Smith HK, Gregory J, Burrell VG Jr, DeVoe MR, Sojka RE, Gilbert S, Banks R, Stolzy LH, editors. *Ecology and management of wetlands, Vol 1: ecology of wetlands*. New York: Springer; p. 59–67.
- Siegel DI, Glaser PJ. 1987. Groundwater flow in a bog-fen complex, lost river peatland, Northern Minnesota. *J Ecol.* 75(3):743–754. doi:10.2307/2260203.
- Siegel DI, Reeve AS, Glaser PH, Romanowicz EA. 1995. Climate-driven flushing of pore water in peatlands. *Nature.* 374(6522):531–533. doi:10.1038/374531a0.
- Simonovic SP, Juliano KM. 2001. The role of wetland during low frequency flooding events in the Red River basin. *Can Water Res J.* 26:377–398.
- Skaggs RW. 2012. Effect of growing season on the criterion for wetland hydrology. *Wetlands.* 32(6):1135–1147. doi:10.1007/s13157-012-0344-2.
- Skaggs RW, Amatya DM, Evans RO, Parsons JE. 1994. Characterization and evaluation of proposed hydrologic criteria for wetlands. *J Soil Water Conserv.* 49(5):354–363.
- Skaggs RW, Chescheir GM, Fernandez GP, Amatya DJ, Diggs J. 2011. Effects of land use on soil properties and hydrology of drained coastal plain watersheds. *Trans ASABE.* 54(4):1357–1365. doi:10.13031/2013.39037.
- Slesak RA, Lenhart CF, Brooks KN, D'Amato AW, Palik BJ. 2014. Water table response to harvesting and simulated emerald ash borer mortality in black ash wetlands in Minnesota, USA. *Can J For Res.* 44:961–968.
- Smith RD, Ammann A, Bartoldus C, Brinson MM. 1995. An approach for assessing wetland functions using hydrogeomorphic classification, reference wetlands, and functional indices. Vicksburg (MI): US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Wetlands Research Program. Wetlands research program technical report WRP-DE-9.
- Stanturf JA, Schoenholtz SH. 1998. Soils and landforms. In: Messina MG, Conner WH, editors. *Southern forested wetlands – ecology and management*. Boca Raton (USA): Lewis Publishers; p. 123–147.
- Sueltenfuss JP, Cooper DJ. 2019. A new approach for hydrologic performance standards in wetland mitigation. *J Environ Manage.* 231:1154–1163. doi:10.1016/j.jenvman.2018.11.001.
- Sun G, McNulty SG, Shepard JP, Amatya DM, Riekerk H, Comerford NB, Skaggs W, Swift SL. 2001. Effects of timber management on the hydrology of wetland forests in the southern United States. *For Ecol Manage.* 143(1–3):227–236. doi:10.1016/S0378-1127(00)00520-X.
- Sun G, Riedel M, Jackson R, Kolka R, Amatya D, Shepard J. 2004. Influences of management of southern forests on water quantity and quality. In: Rauscher HM, Johnsen K, editors. *Southern forest science: past, present, and future*. Asheville (NC): US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. General Technical Report SRS-75; p. 195–224.
- Sun G, Riekerk H, Comerford NB. 1998a. Modeling the forest hydrology of wetland-upland ecosystems in Florida. *J Am Water Resour Ass.* 34(4):827–841. doi:10.1111/j.1752-1688.1998.tb01519.x.
- Sun G, Riekerk H, Comerford NB. 1998b. Modeling the hydrologic impacts of forest harvesting on flatwoods. *J Am Water Resour Ass.* 34(4):843–854. doi:10.1111/j.1752-1688.1998.tb01520.x.
- Sun G, Riekerk H, Kornhak LV. 2000. Ground-water-table rise after forest harvesting on Cypress-pine flatwoods in Florida. *Wetlands.* 20(1):101–112. doi:10.1672/0277-5212(2000)020[0101:GWTRAF]2.0.CO;2.
- Sutherland B. 2005. La prévention des dommages au sol en forêt boréale et acadienne dans l'est du Canada – guide pratique pour les opérations forestières. *Avantage.* 6(27):64.
- Sutherland B. 2006a. Réduire les dommages au sol pendant l'abattage et le groupage. *FPIInnovations*; p. 2.
- Sutherland B. 2006b. Réduire les dommages au sol pendant le débardage. *FPIInnovations*; p. 2.
- Sutherland B. 2006c. Réduire les dommages au sol pendant le débardage par portage. *FPIInnovations*; p. 2.
- Sutherland B. 2007. La prévention des dommages au sol durant les opérations de récolte – guide du superviseur de terrain. *FPIInnovations*; p. 16.
- Sutherland B. 2009. Utilisation de la récolte mécanisée pour réduire les dommages au sol et aux tiges dans la coupe de jardinage de feuillus tolérants. *FPIInnovations*, Pointe-Claire, Québec. *Avantage.* 11(6):8.
- Swiatek D, Szporak S, Chormański J, Okruszko T. 2008. Hydrodynamic model of the lower Biebrza river flow - a tool for assessing the hydrologic vulnerability of a floodplain to management practices. *Ecohydrol Hydrobiol.* 8:24–32.
- Swindel BF, Lassiter CJ, Riekerk H. 1982. Effects of clearcutting and site preparation on water yields from slash pine forests. *For Ecol Manage.* 4:101–113.
- Swindel BF, Lassiter CJ, Riekerk H. 1983a. Effects of different harvesting and site preparation operations on the peak flows of streams in *Pinus elliotii* flatwoods forest. *For Ecol Manage.* 5(1):77–86.
- Swindel BF, Lassiter CJ, Riekerk H. 1983b. Effects of clearcutting and site preparation on stormflow volumes of streams in *Pinus elliotii* flatwoods forests. *For Ecol Manage.* 5(5):245–253.
- Taylor CH, Pierson DC. 1985. The effect of a small wetland on runoff responses during spring snowmelt. *Atmosphere-Ocean.* 23:137–154.
- Taylor JR, Cardamone MA, Mitsch WJ. 1990. Bottomland hardwood forests: their functions and values. In: Gosselink JG, Lee LC, Muir TA, editors. *Ecological processes and cumulative impact illustrated by bottomland hardwood wetland ecosystems*. Chelsea (MI): Lewis Publishers; p. 14–86.

- Thompson C, Mendoza CA, Devito KJ, Petrone RM. 2015. Climatic controls on groundwater-surface water interactions within the Boreal plains of Alberta: field observations and numerical simulations. *J Hydrol.* 527:734–746.
- Tiner RW. 1999. Wetlands indicators. A guide to wetland identification, delineation, classification and mapping. Boca Raton (FL): Lewis Publishers.
- Tiner RW. 2003a. Geographically isolated wetlands of the United States. *Wetlands.* 23(3):494–516.
- Tiner RW. 2003b. Estimated extent of geographically isolated wetlands in selected areas of the United States. *Wetlands.* 23(3):636–652. doi:10.1672/0277-5212(2003)023[0636:EEOGIW]2.0.CO;2.
- Tiner RW. 2014. Dichotomous keys and mapping codes for wetland landscape position, landform, water flow path, and waterbody type: version 3.0. Hadley (MA): U.S. Fish and Wildlife Service, National wetlands inventory program, Northeast Region.
- Tiner RW, Bergquist HC, DeAlessio GP, Starr MJ. 2002. Geographically isolated wetlands: a preliminary assessment of their characteristics and status in selected areas of the United States. Hadley (MA): US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Northeast Region.
- Todd AK, Buttle JM, Taylor CH. 2006. Hydrologic dynamics and linkages in a wetland-dominated basin. *J Hydrol.* 319(1–4):15–35. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.05.001.
- Tremblay Y, Rousseau AN, Plamondon AP, Lévesque D, Jutras S. 2008. Rainfall peakflow response to clearcutting 50% of three small watersheds in a boreal forest, montmorency forest, Québec. *J Hydrol.* 352(1–2):67–76. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.12.028.
- Trousdell KG, Hoover MD. 1955. A change in groundwater level after clearcutting a loblolly pine in the coastal plain. *J For.* 53(7):493–498.
- USACE. 2005. Technical standard for water table monitoring of potential wetland sites. U.S. Army Corps of Engineers, Environmental Laboratory. ERDC TN-WRAP-05-2.
- USDA. 1999. Soil taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. p. 436.
- Van Seters TE. 1999. Linking the past to the present: the hydrological impacts of peat harvesting and natural regeneration on an abandoned cutover bog, Quebec [Master thesis]. Waterloo (Canada): University of Waterloo.
- Van Seters TE, Price JS. 2001. The impact of peat harvesting and natural regeneration on the water balance of an abandoned cutover bog, Québec. *Hydrol Process.* 15(2):233–248. doi:10.1002/hyp.145.
- Verry ES. 1980. Water table and streamflow changes after stripcutting and clearcutting an undrained black spruce bog. In: 6th international peat congress. Duluth (MN): International Peat Society, Helsinki (Fin); p. 493–498.
- Verry ES. 1986. Forest harvesting and water: the Lake States experience. *Water Resour Bull.* 22(6):1039–1047. doi:10.1111/j.1752-1688.1986.tb00775.x.
- Verry ES. 1987. The effect of aspen harvest and growth on water yield in Minnesota. In: Forest hydrology and watershed management, Proceedings of the vancouver symposium, August. IHAS Publ. No 167; p. 553–564.
- Verry ES. 1988. The hydrology of wetlands and man's influence on it. Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions, Vol 2, 6–8 June. Joensuu, Finland: Academy of Finland; p. 41–61.
- Verry ES. 1997. Hydrological processes of natural, northern forested wetlands. In: Trettin CC, Jurgensen MF, Grigal DF, Gale MR, Jeglum JK, editors. Northern forested wetlands: ecology and management. Boca Raton (FL): CRC Press; p. 163–188.
- Verry ES, Boelter DH. 1978. Peatland hydrology. In: Greeson PE, Clark JR, Clark JE, editors. Wetlands functions and values: the state of our understanding. Minneapolis (MN): Amer Water Resour Ass; p. 389–402.
- Verry ES, Boelter DH. 1981. Peatland hydrology. In: Richardson B, editor. Selected proceedings of the Midwest conference on wetlands values and management. St-Paul (MN): Water planning board; p. 121. abstract.
- Verry ES, Boelter DH, Päiväinen J, Nichols DS, Malterer T, Gafni A. 2011a. Physical properties of organic soils. Ch. 5. In: Kolka RK, Sebestyen SD, Verry ES, Brooks KN, editors. Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the Marcell experimental forest. Boca Raton (FL): CRC Press; p. 135–176.
- Verry ES, Brooks KN, Barten PK. 1988. Streamflow response from an ombrotrophic mire. In: Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions; 6–8 June. Helsinki, Finland, The Academy of Finland; p. 52–59.
- Verry ES, Brooks KN, Nichols DS, Ferris DR, Sebestyen SD. 2011b. Watershed hydrology. Ch. 7. In: Kolka RK, Sebestyen SD, Verry ES, Brooks KN, editors. Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the Marcell experimental forest. Boca Raton (FL): CRC Press; p. 193–212.
- Verry ES, Janssens J. 2011. Geology, vegetation and hydrology of the S2 bog at the MEF: 12,000 years in northern Minnesota. Ch. 4. In: Kolka RK, Sebestyen SD, Verry ES, Brooks KN, editors. Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the Marcell experimental forest. Boca Raton (FL): CRC Press; p. 93–134.
- Verry ES, Kolka RK. 2003. Importance of wetlands to streamflow generation. In: Renard KG, McElroy SA, Gburek WJ, Canfield HE, Scott RL, editors. 1st interagency conference on research in the watersheds, Oct 27–30. Benson (AZ): USDA, Agricultural Research Service; p. 126–132.
- Verry ES, Lewis JR, Brooks KN. 1983. Aspen clearcutting increases snowmelt and storm flow peaks in north central Minnesota. *Water Resour Bull.* 19(1):59–67. doi:10.1111/j.1752-1688.1983.tb04557.x.
- Verry ES, Timmons DR. 1982. Waterborne nutrient flow through an upland-peatland watershed in Minnesota. *Ecology.* 63(5):1456–1467. doi:10.2307/1938872.
- Waddington JM, Morris PJ, Kettridge N, Granath G, Thompson DK, Moore PA. 2015. Hydrological feedbacks in northern peatlands. *Ecology.* 8(1):113–127. doi:10.1002/eco.1493.
- Waddington JM, Roulet NT. 1997. Groundwater flow and dissolved carbon movement in a peatland. *J Hydrol.* 191(1–4):122–138. doi:10.1016/S0022-1694(96)03075-2.
- Waddington JM, Roulet NT, Hill AR. 1993. Runoff mechanisms in a forested groundwater discharge wetland. *J Hydrol.* 147(1–4):37–60. doi:10.1016/0022-1694(93)90074-J.
- Walton R, Davis JE, Martin TH, Chapman RS. 1996. Hydrology of the black swamp wetlands on the Cache River, Arkansas. *Wetlands.* 16(3):279–287. doi:10.1007/BF03161319.
- Ward JV. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biol Conserv.* 83(3):269–278. doi:10.1016/S0006-3207(97)00083-9.

- Waring RH, Rogers JJ, Swank WT. 1981. Water relations and hydrologic cycles. In: Reichle D, editor. Dynamic properties of forest ecosystems. International biology program N° 23. New York: Cambridge University Press; p. 205–264.
- Warren SE. 2001. Sedimentation in a tupelo-baldcypress forested wetland 12 years following harvest disturbance [Master thesis]. Blacksburg (VA): Virginia Polytechnical Institute and State University.
- Webster KL, Beall FD, Creed IF, Kreutzweiser DP. 2015. Impacts and prognosis of natural resource development on water and wetlands in Canada's boreal zone. *Environ Rev.* 23 (1):78–131. doi:10.1139/er-2014-0063.
- Wells C, Ketcheson S, Price JS. 2017. Hydrology of a wetland-dominated headwater basin in the Boreal Plain, Alberta, Canada. *J Hydrol.* 547:168–183. doi:10.1016/j.jhydrol.2017.01.052.
- Whiteley HR, Irwin RW. 1986. The hydrological response of wetlands in southern Ontario. *Can Water Resour J.* 11 (1):100–109. doi:10.4296/cwrj1101100.
- Whiting PJ, Pomeranets M. 1997. A numerical study of bank storage and its contribution to streamflow. *J Hydrol.* 202 (1–4):121–136. doi:10.1016/S0022-1694(97)00064-4.
- Wilcox B, Dean D, Jacob J, Sipocz A. 2011. Evidence of surface connectivity for Texas gulf coast depressional wetlands. *Wetlands.* 31(3):451–458. doi:10.1007/s13157-011-0163-x.
- Williams TM, Askew GR. 1988. Impact of drainage and site conversion of pocosin lands and water quality. In: Hook DD, editor. The ecology of management of wetlands (Vol. 2). London UK: Management use, and values of wetlands. Croom Held; p. 213–218.
- Williams TM, Krauss KW, Okruszko T. 2016. Hydrology of flooded and wetland forests. Ch. 7. In: Amatya DM, Williams TM, Bren L, de Jong C, editors. Forest hydrology-Processes, management and assessment. Boston: CAB International and USDA.
- Williams TM, Lipscomb DJ. 1981. Water table rise after cutting on coastal plain soils. In: Bliss CM, Comerford NB editors. 2002. Forest harvesting influence on water table dynamics in a Florida flatwoods landscape. p. 66. *South J Appl For.* 5: 46–48. *Soil Sci Soc Am J.*
- Williams TM, Smith BR, Hollis CA. 1996. Recycling bark boiler ash in forests. Effects on ground and surface water. In: Edwards MB, editor. Proceedings of the eight biennial southern silvicultural research conference, Asheville (NC): US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. Gen. Tech. Rep. SRS–1; p. 259–264.
- Winger PV. 1986. Forested wetlands of the Southeast: review of the major characteristics and role in maintaining water quality. US department of the interior. Washington (DC): Resources Publication 163.
- Winter TC, LaBaugh JW. 2003. Hydrologic considerations in defining isolated wetlands. *Wetlands.* 23(3):532–540. doi:10.1672/0277-5212(2003)023[0532:HCIDIW]2.0.CO;2.
- Woo ML, Valverde J. 1981. Summer streamflow and water level in a mid-latitude swamp. *For Sci.* 27:177–189.
- Xu YJ, Aust WM, Burger JA, Patterson SC, Miwa M. 1999. Recovery of hydroperiod after timber harvesting in a forested wetland. In: Haywood JD, editor. Proceedings of the tenth biennial silvicultural research conference. Asheville (NC): US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. Gen. Tech. Rep. SRS–30; p. 282–287.
- Xu Y-J, Burger JA, Aust WM, Patterson SC, Miwa M, Preston DP. 2002. Changes in surface water table depth and soil physical properties after harvest and establishment of loblolly pine (*Pinus taeda* L.) in Atlantic coastal plain wetlands of South Carolina. *Soil Tillage Res.* 63(3–4):109–121. doi:10.1016/S0167-1987(01)00226-4.