

Record Number:
Author, Monographic: Lachance, M.//Jones, H. G.
Author Role:
Title, Monographic: Chaulage des lacs : aspects écologiques et revue de littérature
Translated Title:
Reprint Status:
Edition:
Author, Subsidiary:
Author Role:
Place of Publication: Québec
Publisher Name: INRS-Eau
Date of Publication: 1988
Original Publication Date: Avril 1988
Volume Identification:
Extent of Work: 41
Packaging Method: pages
Series Editor:
Series Editor Role:
Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche
Series Volume ID: 247
Location/URL:
ISBN: 2-89146-244-0
Notes: Rapport annuel 1987-1988
Abstract: 10.00\$
Call Number: R000247
Keywords: rapport/ ok/ dl

Chaulage des lacs: aspects
écologiques et revue de littérature.

INRS-Eau

Rapport scientifique no 247

(pour le ministère du
Loisir de la Chasse et de la Pêche)

Marius Lachance

Gérald Jones

INRS-Eau

AVRIL 1988

1. DESCRIPTION DES EXPÉRIENCES DE CHAULAGE RÉALISÉES À DATE

Des expériences de chaulage de lacs ont été effectuées dans différents pays et plus particulièrement en Suède, en Norvège, aux États-Unis et au Canada. Dans cette section, on décrit brièvement les programmes de chaulage expérimentés dans les différents pays.

1.1 Suède

Parmi les pays qui ont expérimenté la restauration de lacs acidifiés par le chaulage, la Suède est sans contredit le pays qui a la plus vaste expérience.

En 1977, un programme national de chaulage subventionné par l'État était amorcé dans le but de restaurer les lacs et cours d'eau acidifiés par les précipitations acides. Le but de ce programme comprenait les points suivants (Bengtsson et al., 1980):

- préserver et restaurer les eaux qui ont une valeur particulière pour la pêche, la conservation de la nature et la récréation;
- étudier les conséquences écologiques du chaulage;
- expérimenter différentes techniques de chaulage;
- évaluer les coûts de cette opération.

Parmi l'ensemble de ces objectifs, la restauration des lacs à des fins de pêche sportive a été la composante majeure (Lessmark et Thornelöf, 1986).

Les autorités locales et les organismes sportifs sont généralement responsables de l'amorce des projets de chaulage et de leur exécution. Les subventions de l'État couvrent normalement 85% du coût du projet de chaulage. Les projets qui sont particulièrement difficiles à financer ou qui ont une importance nationale peuvent être subventionnés à 100% (Lessmark et Thornelöf, 1986).

Les critères pour soumettre un projet de chaulage sont très simples. Un lac peut être chaulé quand une des deux conditions est rencontrée (Lessmark et Thornelöf, 1986):

- alcalinité < 0,05 méq/L;
- pH < 6,0.

Dans l'octroi des fonds, les projets concernant des cours d'eau accessibles au public sont favorisés.

Les montants octroyés pour les activités de chaulage ont augmenté de US\$ 1,0 million en 1977 à US\$ 8,9 millions en 1985. À la fin de 1986, on estimait que 20 000 cours d'eau avaient été neutralisés par de la chaux (Stokes, 1987).

Les effets écologiques du chaulage des lacs de la Suède ont fait l'objet d'une description par Hultberg et Andersson (1982), par Eriksson et al. (1983) et plus récemment par Nyberg et al. (1986). On trouvera une synthèse de l'ensemble de ces travaux dans Hasselrot et Hultberg (1984). Une étude intégrée de toutes les composantes écologiques du système a été amorcée sur le lac Gärdsjön (Hultberg et Grennfelt (1986). Les résultats des aspects biologiques de ce projet sont décrits par Grahn (1985) en ce qui concerne les macrophytes et par Henrikson et al. (1984) en ce qui concerne le zooplancton. Plus récemment, des travaux ont été entrepris par Hasselrot et al. (1987) sur la réponse des lacs chaulés aux événements épisodiques.

1.2 Norvège

Contrairement à la Suède, le programme de chaulage Norvégien est très peu élaboré. L'ensemble des activités de chaulage se résume pratiquement au projet de chaulage du lac Hovvatn (Raddum et al., 1986; Wright, 1985). En 1980, le gouvernement de la Norvège a mis en marche un projet de recherche d'une durée de cinq ans dans le but de documenter les différents aspects du chaulage des lacs, incluant la réponse chimique et biologique des écosystèmes, les techniques d'application du chaulage et les moyens

économiques de réduire le dommage causé par l'acidification. Le lac Hovvatn a été choisi comme lac expérimental pour effectuer cette étude. La chimie et la biologie de ce lac chroniquement acide avaient fait l'objet d'un suivi durant la période 1974-1980 parce que l'étude de ce lac faisait partie du projet SNSF Norvégien (Overrein et al., 1980).

1.3 États-Unis

L'expérience des États-Unis dans le domaine du chaulage des cours d'eau provient d'activités réalisées dans le sud des États-Unis, ainsi que dans les états du Wisconsin, de New-York, de Pennsylvanie et de la Virginie (Fraser et al., 1982). Un grand nombre de ces projets de chaulage ont été effectués sur des étangs dystrophiques naturellement acides (Saunders et al., 1985). L'addition de chaux à ces étangs fait partie des techniques générales d'aquaculture effectuées dans le but d'améliorer la productivité primaire et secondaire de ces eaux (Fraser et al., 1982).

L'État de New-York a une expérience plus récente dans le chaulage de petits lacs oligotrophes acides. Ce type de chaulage utilise un mélange d'hydroxide de calcium et de carbonate de calcium ou de carbonate de sodium (Stokes, 1987). L'effet de neutralisation s'est avéré le plus fructueux dans les lacs qui ont des temps de séjour très longs ou dans des lacs dépourvus de tributaires importants.

À l'intérieur du programme NAPAP (National Acid Precipitation Assessment Program) qui a débuté en 1980, le programme APMP (Acid Precipitation Mitigation Program) d'une durée de cinq ans a été amorcé par l'organisme fédéral Fish and Wildlife Service. Ce programme a pour objectif premier d'analyser et d'évaluer les effets écologiques du chaulage des eaux de surface affectées par les retombées atmosphériques acidifiantes (Saunders et al., 1985). Dans le cadre de ce programme, on a mis au point un programme informatique appelé DEACID facilitant la prise de décision sur le choix des techniques d'application et des agents de neutralisation, et permettant de calculer les coûts associés à ces choix (Fraser et al., 1985).

Un autre projet de mitigation LAMP (Lake Acidification Mitigation Project) piloté par l'EPRI (Electric Power Research Institute) a été amorcé en 1983 pour étudier les aspects techniques concernant l'addition de chaux aux lacs acides (Young et al., 1986). Les objectifs du projet concernent principalement des aspects de faisabilité scientifique et de compréhension des effets chimiques et biologiques. Dans le cadre du projet LAMP, deux lacs de la région des Adirondack ont été chaulés avec de la calcite. À l'intérieur de ce projet, un modèle de calcul du dosage d'un lac a été élaboré par Scheffe et al. (1986a; 1986b); la détermination de la quantité d'acidité liée aux sédiments a été étudiée par Young et al. (1986) dans le cadre de ce projet.

1.4 Canada

Ontario

Les premières expériences de chaulage de lacs ont été réalisées sur trois lacs de la région de Sudbury (Middle, Lohi et Hannah) au cours de la période 1973-1977 (Fraser et al., 1982). Au cours de ces expériences, on a soumis ces trois lacs à des traitements de neutralisation (par des ajouts de carbonate de calcium et d'hydroxide de calcium) et de fertilisation (par l'ajout de phosphore). Plusieurs autres lacs ont par la suite été ajoutés au programme vers la fin des années 70 (Stokes, 1987). Il faut mentionner que pour débiter un tel programme, on pouvait difficilement choisir trois cas plus typiques de dégradation extrême. Ces lacs avaient une acidité très élevée avec un pH aussi faible que 4,5, et contenaient des concentrations extrêmement élevées de métaux, particulièrement le cuivre et le nickel.

Suite à l'addition de chaux (carbonate de calcium et/ou hydroxide de calcium), le pH, l'alcalinité et la concentration de calcium ont augmenté rapidement alors que les concentrations des métaux dissous ont diminué, possiblement résultant d'une réduction de la solubilité et d'une précipitation subséquente dans les sédiments (Dillon et al., 1979). Ces expériences ont fourni une quantité importante d'informations parmi lesquelles quelques-unes s'appliquaient à des situations moins extrêmes

d'acidification de lacs que l'on pouvait relier au transport à longue distance des polluants aéroportés. Les essais d'ensemencement des lacs Middle et Lohi se sont avérés un échec (Ellis et Golomb, 1981; Harvey et al., 1981). Les mortalités des poissons récemment ensemencés ont été attribuées à la toxicité du cuivre encore présent à un niveau élevé et possiblement à un effet combiné de la présence des autres métaux Ni, Zn et Al.

D'autres expériences visant à protéger l'habitat des poissons contre les effets néfastes de l'acidité ont été menées en Ontario au cours de l'année 1979 (Gunn et Keller, 1980; 1984). Cette approche consistait à ajouter de la chaux broyée aux sites de frayères dans le but de protéger les oeufs de poissons du choc acide provoqué par les apports épisodiques d'acidité des tributaires durant la fonte des neiges. Pour la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri), les résultats ont été seulement un succès modéré, mais pour des espèces plus sensibles telles que l'omble mouchetée (Salvelinus fontinalis) et le touladis (Salvelinus namaycush), la survie des oeufs et des alevins après le traitement avec de la chaux broyée a été grandement améliorée.

En 1981, le gouvernement de l'Ontario amorçait le programme APIOS (Acid Precipitation In Ontario Study) d'une durée de cinq ans dans le but d'évaluer l'applicabilité des techniques de chaulage actuelles à l'aménagement des lacs menacés par l'acidification (Booth et al., 1986). À l'intérieur de ce programme, on a procédé au chaulage de deux lacs dont l'un (Bowland) a perdu sa population de touladis (Salvelinus namaycush) alors que l'autre (Trout) est menacé de perdre sa population de truites. Un troisième lac (Laundrie) a été choisi un peu plus tard pour expérimenter l'efficacité du chaulage des zones riveraines.

Les résultats de ces expériences font encore l'objet d'interprétation. Un résumé des principaux travaux peut être trouvé dans Booth et al. (1986).

Nouvelle-Écosse

Le ministère des Pêches et des Océans du Canada est impliqué en Nouvelle-Écosse dans les activités de chaulage des habitats aquatiques du saumon de l'Atlantique. Différentes techniques de chaulage ont été expérimentées incluant des estimés des coûts et de leur efficacité. Les deux approches de chaulage qui ont été expérimentées à date sont l'emploi de dépôts ou lits de pierres calcaires dans les eaux courantes et le chaulage des lacs de tête (Watt, 1986).

Dans le cadre de ces activités, le lac Sandy situé près de Bedford en Nouvelle-Écosse a été chaulé en 1981 (White et al., 1984). Le but de cette expérience était de mettre au point des techniques d'application de la chaux dans les lacs et de déterminer si le chaulage des lacs de tête de bassin, en constituant un grand volume d'eau neutralisée, pourrait constituer une procédure simple d'addition de base aux cours d'eaux et aux rivières.

Les activités de chaulage en Nouvelle-Écosse relèvent essentiellement du gouvernement fédéral. Le gouvernement provincial ne veut pas publiciser le problème de l'acidification des eaux de cette province de peur que cette publicité n'affecte l'industrie touristique (Fraser et al., 1982). En outre, le gouvernement provincial continue à construire des centrales thermiques utilisant du charbon comme combustible. Les émissions d'oxydes d'azote et de soufre contribuent à augmenter l'acidité des précipitations.

Québec

Les activités de chaulage au Québec sont encore très réduites. Depuis quelques années, le MLCP expérimente dans la région de la Mauricie et avec la collaboration des ZEC (Zones d'exploitation contrôlées) le chaulage comme méthode de restauration de lacs affectés par les précipitations acides et dont le potentiel de pêche a diminué. D'autres essais ont aussi été réalisés dans la région de Québec, notamment par l'Université Laval dans la réserve faunique des Laurentides et par la Compagnie Reed Paper à proximité de Saint-Ferréol-les-Neiges.

2. BILAN DES EXPÉRIENCES DE CHAULAGE

2.1 Au point de vue physique

De nombreuses études ont montré que l'acidification des lacs entraînait une augmentation de la transparence de l'eau (Almer et al., 1978; Dickson, 1975; Schindler, 1980). On attribue cette augmentation de la transparence à un ensemble de facteurs tels que (Hultberg et Andersson, 1982):

- une diminution de la couleur des substances humiques avec la diminution du pH;
- une augmentation de la précipitation des substances humiques due à leur liaison chimique avec l'aluminium;
- une modification de la composition du phytoplancton ou de la biomasse bactérienne;
- une diminution de la couleur des substances humiques quand elles forment un complexe avec l'aluminium.

Les changements physiques reliés au chaulage sont généralement à l'inverse de ceux observés lors de l'acidification (Fraser et al., 1982). En effet, beaucoup d'études ont montré que le chaulage des lacs pouvait diminuer la transparence de l'eau. Cet effet, cependant, ne se fait pas sentir immédiatement. Dans les lacs Middle, Lohi et Hannah près de Sudbury, la transparence, telle que mesurée par le disque de Secchi, a augmenté rapidement après le traitement avec de la chaux (Dillon et al., 1979; Yan, 1983). Cette augmentation initiale de la transparence a été interprétée comme étant due à une diminution rapide de la biomasse du phytoplancton suite à l'élévation rapide du pH. À plus long terme, la transparence a diminué et est redevenue plus faible qu'avant l'opération de chaulage.

Des résultats semblables ont été obtenus par Hultberg et Andersson (1982) sur quatre lacs de la Suède. Après le chaulage, on a observé une certaine augmentation initiale de la transparence suivie par une diminution plus ou moins continue. Ces variations de la transparence ont été interprétées par Hultberg et Andersson (1982) comme résultant de deux phénomènes qui agissent en sens inverse:

- le chaulage des lacs peut résulter en une diminution du carbone organique total et de la couleur due à la précipitation des substances humiques, ce qui se traduit par une augmentation de la transparence;
- le chaulage des lacs favorise la croissance des populations de phytoplancton (donc diminution de la transparence).

La transparence d'un lac chaulé varie donc en fonction de l'importance relative de ces deux facteurs.

La stratification d'un lac est affectée par la variation de la transparence. Lorsque la transparence diminue, une plus grande quantité de chaleur est absorbée dans l'épilimnion. Comme conséquence de ce changement, on observe les phénomènes suivants (Fraser et al., 1982):

- la thermocline est à une hauteur moins profonde;
- la température de l'hypolimnion augmente.

Si la transparence d'un lac augmente ou diminue, cela implique des changements importants au niveau du bilan énergétique du lac, une modification du flux d'énergie dans les différents niveaux trophiques et une altération du cycle des éléments nutritifs essentiels (Fish and Wildlife Service, 1982). Les modifications du flux d'énergie et du cycle des éléments nutritifs ont des répercussions sur la productivité, la structure et la fonction de l'écosystème aquatique.

2.2 Au point de vue chimique

Les principaux changements chimiques causés par le chaulage d'un lac se manifestent par une augmentation de l'alcalinité, du pH et de la concentration de calcium. La réponse du lac est dépendante de la quantité de chaux déversée dans le lac, de la solubilité du produit utilisé, de la technique d'application choisie et des caractéristiques morphométriques et hydrologiques du lac.

De tous les métaux qui peuvent être mobilisés par le processus d'acidification, l'aluminium est l'élément dont la concentration augmente de façon significative dans les lacs et cours d'eau acidifiés (Cronan et Schofield, 1979; Driscoll et al., 1980). Dans les eaux de pH 6 à 7, la solubilité de l'aluminium est très faible et elle augmente rapidement lorsque le pH devient inférieur à 5 (Harvey et al., 1981). À ces valeurs de pH, les concentrations d'aluminium rencontrées sont reconnues comme toxiques pour les poissons (Baker et Schofield, 1982; Dickson, 1983; Van Coillie et al., 1983). Par conséquent, un des effets bénéfiques du chaulage est la réduction du niveau d'aluminium dans les eaux. Des niveaux de concentrations de 300 à 700 µg/L d'aluminium total étaient observés dans des lacs acidifiés de la Suède (Hasselrot et Hultberg, 1984). Aussitot que ces lacs ont été chaulés efficacement, les niveaux ont diminué à des valeurs de 50-100 µg/L.

Des diminutions importantes dans la concentration de plusieurs métaux lourds (Cu, Ni, Zn, Fe, Mn, Al) ont été également observées lors du chaulage des lacs de la région de Sudbury (Dillon et al., 1979). Ces diminutions sont soit le résultat d'une précipitation directe (c'est-à-dire le résultat du contrôle chimique de la solubilité par le pH) ou d'une élimination par un processus de sédimentation de la forme particulaire (Fraser et al., 1982). Pour les lacs de la région de Sudbury, où on retrouvait des concentrations anormalement élevées en métaux lourds, la perte de solubilité par l'élévation du pH semble être le mécanisme qui a contribué le plus à la réduction de la concentration de ces métaux (Dillon et al., 1979).

En ce qui concerne les autres ions majeurs (Na, K, SO₄, NO₃, NH₄), on n'a pas observé de variations importantes dues au chaulage (Fish and Wildlife Service, 1982). Dans des lacs chaulés de la Suède, des conditions anoxiques ont été observées dans l'hypolimnion, causant des changements significatifs dans les concentrations de sulfates, nitrates et ions ammonium (Hultberg et Andersson, 1982). Par contre, au lac Hovvatn, ces changements n'étaient pas significatifs (Wright, 1985).

Il existe une certaine controverse à savoir si le chaulage des lacs peut causer une augmentation ou une diminution du carbone organique et de la

couleur. Au lac Hovvatn en Norvège, Wright (1985) a observé une augmentation du carbone organique, de la couleur et de la transparence. Par contre, dans plusieurs lacs de la Suède (Hultberg et Andersson, 1982), ainsi que dans un lac de la région des Adirondack (Driscoll et al., 1982), on a plutôt observé une diminution du carbone organique.

Une autre controverse existe sur l'effet du chaulage sur le niveau de phosphore dans les lacs. Fraser et al. (1982) rapportent plusieurs études qui ont montré que les concentrations de phosphore ont augmenté après le chaulage. Au lac Hovvatn, on a également observé une augmentation du phosphore de 4-5 à 7 µg/L sur une durée de quelques mois. Par contre, sur plusieurs lacs de la Suède, les expériences de chaulage ont montré que le phosphore diminuait (Hultberg et Andersson, 1982; Eriksson et al., 1983). Devant ce problème, Hultberg et Andersson (1982) ont avancé l'hypothèse que le chaulage des lacs ne serait pas efficace si on se limite à ajouter seulement de la chaux, et que des ajouts de phosphore permettraient d'atteindre des conditions qui se rapprochent plus de celles qui existaient avant l'acidification.

2.3 Au point de vue biologique

L'addition de produits alcalins pour mitiger les effets écologiques résultant de l'acidification cause de nombreux changements biologiques dans l'écosystème aquatique. Ces changements affectent à des degrés divers les bactéries, le phytoplancton, le zooplancton, les macroinvertébrés benthiques et le poisson.

Bactéries

Les populations bactériennes jouent un rôle important dans la décomposition de la matière organique et dans la remise en solution d'éléments essentiels tels que le soufre, l'azote et le carbone. Peu d'études sont rapportées concernant les effets de l'acidification sur la dynamique de ces populations de bactéries et encore moins sur les effets causés par le chaulage (Megraw et McLean, 1982). Suite à la neutralisation de lacs acidifiés de la région de Sudbury, on a observé une importante

augmentation du nombre de bactéries aérobiques hétérotrophes (Fraser et al., 1982). L'augmentation de ces bactéries a pour effet d'intensifier la décomposition de la matière organique et d'accélérer le cycle des éléments nutritifs.

Phytoplancton

Des résultats quelque peu contradictoires ont été observés concernant les effets du chaulage sur le phytoplancton. Des augmentations ou des diminutions de la biomasse du phytoplancton ont été observées suite aux opérations de chaulage; les résultats de ces travaux sont présentés et discutés dans les paragraphes qui suivent.

Immédiatement après le chaulage d'un lac, des diminutions brusques de la biomasse du phytoplancton ont parfois été observées, notamment dans les lacs de la région de Sudbury (Dillon et al., 1979) et dans quelques lacs de la région des Adirondack (Siegfried et al., 1987). Dans le premier cas, la diminution du phytoplancton a été expliquée par l'élévation rapide du pH due à la technique de chaulage utilisée, qui faisait usage d'un mélange de carbonate de calcium et de chaux hydratée (Dillon et al., 1979). La diminution observée dans les lacs des Adirondack peut être expliquée par le fait que le chaulage a été réalisé à la fin de la saison de croissance.

À plus long terme, on s'attendrait à ce que la biomasse du phytoplancton augmente à un niveau qui dépasse celui qui existait au début du traitement (Hasselrot et Hultberg, 1984). Cette hypothèse est appuyée par le fait que dans les eaux neutralisées, la productivité primaire est favorisée par le remplacement des mousses et des champignons par des bactéries aérobiques hétérotrophes beaucoup plus efficaces pour décomposer la matière organique. Un grand nombre d'études rapportent que la biomasse du phytoplancton est redevenue à un niveau comparable à celui qui existait avant le chaulage (Hultberg et Andersson, 1982; Eriksson et al., 1983; Dillon et al., 1979; Raddum et al., 1986; Siegfried et al., 1987).

Plusieurs hypothèses ont été avancées pour expliquer l'absence d'augmentation de la biomasse du phytoplancton. Le manque de phosphore est l'explication la plus répandue (Dillon et al., 1979; Siegfried et al., 1987; Eriksson et al., 1983).

On constate cependant une certaine unanimité parmi les chercheurs concernant les effets du chaulage sur les changements dans la composition du phytoplancton. Dans les lacs acides, on retrouve généralement des dinoflagellés (particulièrement le peridinium inconspicuum) qui sont des taxons plus tolérants à l'acidité élevée. Dans beaucoup de lacs chaulés, on a observé un remplacement des dinoflagellés par d'autres taxons tels que les chrysophyceae, les bacillariophyceae et les chlorophyceae (Dillon et al., 1979; Eriksson et al., 1983; Siegfried et al., 1987). Les changements dans la succession des espèces sont d'autant plus rapides que le lac est peu profond et que le temps de séjour des eaux est bref (Eriksson et al., 1983).

Zooplancton

Les changements observés pour le zooplancton sont similaires à ceux notés pour le phytoplancton. Dans les lacs de la Suède, on a constaté que la biomasse du zooplancton diminuait immédiatement après le chaulage et augmentait ensuite à un niveau qui se rapprochait ou qui dépassait parfois celui qu'on obtenait avant le traitement (Hultberg et Andersson, 1982; Bengtsson et al., 1980). Cependant, par rapport au phytoplancton, le temps de récupération est beaucoup plus long que pour le phytoplancton et peut prendre quelques années (Bengtsson et al., 1980; Fraser et al, 1982).

Des changements dans la composition du zooplancton sont observés après la neutralisation du lac. En ce qui concerne la communauté des rotifères, on a observé, dans les lacs chaulés de la Suède, une augmentation en général de l'abondance et du nombre d'espèces (Hasselrot et Hultberg, 1984; Hultberg et Andersson, 1982; Eriksson et al., 1983). Des résultats similaires ont été obtenus au lac Hovvatn (Raddum et al., 1986) et dans quelques lacs de la région des Adirondack (Siegfried et al., 1987). Les changements les plus importants se situeraient au niveau des crustacés. La plupart des crustacés,

particulièrement les cladocères, augmentent en abondance après le chaulage (Hultberg et Andersson, 1982). De nouvelles espèces moins tolérantes à l'acidité viennent remplacer les espèces les plus tolérantes.

Le facteur le plus important pour le changement de la structure de la communauté zooplanctonique semble être l'apport supplémentaire de nourriture convenable pour les organismes qui filtrent leur nourriture (Eriksson et al., 1983). D'autres facteurs tels que l'augmentation du pH, la diminution des concentrations de métaux toxiques et des effets écologiques secondaires (augmentation de la prédation par les poissons) jouent également un rôle important, spécialement pour des espèces spécifiques et des lacs particuliers (Hasselrot et Hultberg, 1984).

Faune benthique

Comme pour le phytoplancton et le zooplancton, la neutralisation des lacs acides provoque une réduction presque immédiate de la biomasse des communautés d'invertébrés benthiques (Hultberg et Andersson, 1982; Eriksson et al., 1983). Cette biomasse revient aux conditions initiales avant traitement à l'intérieur d'une période qui s'étale sur plusieurs années (Hasselrot et Hultberg, 1984). En ce qui concerne les espèces, Hultberg et Andersson (1982) ont observé que dans certains lacs, les chironomi qui sont tolérants à l'acidité, étaient remplacés progressivement par des espèces moins tolérantes à l'acidité. Par contre, au lac Hovvatn, Raddum et al. (1986) ont observé une augmentation substantielle des chironomi après le chaulage.

Le chaulage favorise toutes les espèces de mollusques que l'on rencontre dans les lacs oligotrophes (Hasselrot et Hultberg, 1984). Ces espèces, cependant, prennent beaucoup de temps à revenir et à coloniser de nouveau les lacs chaulés.

La réponse d'un grand nombre d'organismes benthiques est plutôt spécifique à l'espèce. Par exemple, on a constaté que des espèces appartenant aux ordres Odonata, Trichoptera et Mégaloptera n'ont pas subi

de changement appréciable après le chaulage (Hasselrot et Hultberg, 1984). Ces mêmes auteurs rapportent que le crustacé Asellus Aquaticus, augmente rapidement après le chaulage, même s'il est tolérant à des niveaux élevés d'acidité.

La recolonisation des communautés benthiques s'effectue habituellement à partir d'espèces présentes en très petit nombre dans le milieu acide ou à partir d'espèces transportées par les eaux des tributaires. Dans certains cas, des organismes benthiques ont complètement disparu et ont nécessité une intervention humaine pour les réintroduire dans le milieu (Fraser et al., 1982). La succession des communautés benthiques suite aux opérations de chaulage est fortement conditionnée par la relation prédateur-proie que l'on retrouve avec les populations de poissons (Eriksson et al., 1983). L'ensemencement en poissons des lacs chaulés et l'augmentation du taux de reproduction de ces poissons ont pour effet d'augmenter considérablement le nombre de prédateurs qui compétitionnent pour la nourriture disponible. Cette forte compétition affecte donc l'abondance et la succession des espèces de macroinvertébrés benthiques.

Poissons

Le chaulage d'un lac acide a pour effet de créer un nouveau milieu transitoire permettant aux populations de poissons de survivre et éventuellement de se reproduire. Cependant, des cas de mortalité massive de populations de poissons ont été observés lorsque l'ensemencement du lac a été effectué immédiatement après le rétablissement des conditions de neutralité (Dickson, 1978; 1983; Bengtsson et al., 1980). Ces mortalités ont été attribuées à la toxicité de l'aluminium. En effet, l'aluminium complexé à la matière organique est apparemment moins toxique que les espèces d'aluminium sous forme d'hydroxides. Le chaulage aurait pour effet de libérer de l'aluminium à partir de la forme organique, de la rendre potentiellement toxique et de provoquer ainsi des mortalités massives de poissons.

Parfois le rétablissement de la neutralité d'un lac n'est pas suffisant pour permettre la réimplantation de populations de poissons. Les essais d'ensemencement des lacs Lohi et Middle de la région de Sudbury après addition de base ont été infructueux (Harvey et al., 1981). La mortalité de ces poissons ensemencés a été attribuée à la présence persistante dans ces lacs de concentrations élevées de cuivre et à un effet possible de la présence du nickel, du zinc et de l'aluminium.

De façon générale, le chaulage des lacs et conséquemment le rétablissement de la neutralité du milieu a un effet bénéfique sur la survie des populations de poissons (Eriksson et al., 1983; Bengtsson, 1982; Hasselrot et Hultberg, 1984). Dans les lacs acides qui avaient perdu leurs populations de poissons, les projets de chaulage réalisés en Suède ont démontré que le nouveau milieu permettait (Hasselrot et Hultberg, 1984):

- soit un invasion naturelle de poissons à partir des cours d'eau et lacs voisins;
- soit un ensemencement réussi d'espèces perdues ou de nouvelles espèces.

Dans les lacs neutralisés par de la chaux, l'augmentation du nombre de poissons entraîne une compétition plus grande pour la nourriture, ce qui se traduit par un taux de croissance plus lent (Hasselrot et Hultberg, 1984). Par exemple, dans des lacs de la Suède, on a souvent observé que le nombre de captures de poissons augmentait d'un facteur aussi élevé que 10 alors que le poids moyen des captures diminuait proportionnellement de telle sorte que le poids total des captures restait pratiquement constant (Eriksson et al., 1983). La réintroduction d'une espèce de proie préférée par les poissons a été suggérée par Hasselrot et Hultberg (1984) pour améliorer la production piscicole du lac. Des essais d'introduction des espèces Asellus Aquaticus et Lymnaea perigra dans certains lacs se sont avérés fructueux pour rétablir une nourriture de base plus diversifiée (Hasselrot et Hultberg, 1984).

Le chaulage effectué uniquement sur le lac et non également sur les tributaires ne protège pas les poissons des apports épisodiques qui peuvent

survenir durant les crues automnales ou pendant la fonte printanière. Le problème est plus aigu au printemps sous le couvert de glace. À cette période de l'année, les apports acides de densité moindre ne se mélangent pratiquement pas avec les couches plus profondes du lac susceptibles de neutraliser cette eau. Ces eaux acides contiennent des concentrations élevées et toxiques d'aluminium dissous qui peuvent être néfastes au biota aquatique que l'on retrouve dans les couches supérieures et plus particulièrement dans les zones littorales (Hasselrot et al., 1987).

2.4 Problèmes soulevés

Les résultats rapportés sur les changements physiques, chimiques et biologiques montrent que le chaulage des lacs a, dans l'ensemble, un effet bénéfique sur la vie aquatique. Pour obtenir cet effet bénéfique, on doit employer le type de chaux approprié et la quantité nécessaire pour restaurer les conditions de neutralité. En outre, la technique d'application doit être adaptée à chaque lac selon les conditions chimiques et biologiques du lac et selon l'hydrologie du bassin versant.

La plus grande incertitude soulevée par le problème du chaulage est causée par les changements qui peuvent se produire à long terme. Le sort des métaux, en particulier l'aluminium, est de la plus haute importance. Même si le pH du lac est restauré, l'aluminium continue à être mobilisée et lessivée à partir des bassins versants acidifiés. Les sédiments du lac deviennent alors un immense réservoir environnemental pour l'aluminium et les autres métaux mobilisés dans le bassin versant. Si le lac est maintenu dans des conditions de neutralité pendant beaucoup d'années et abandonné par la suite à l'acidification, la remise en solution des métaux toxiques accumulés dans les sédiments peut entraîner des conséquences biologiques sérieuses (Britt et Fraser, 1983).

Les effets à long terme sur la structure et la composition des communautés aquatiques n'ont pas été étudiés suffisamment (Fish and Wildlife Service, 1982). On possède encore peu de renseignements sur la dynamique des populations de poissons en tant que prédateurs et sur les changements de

préférence de nourriture à mesure que la chaîne alimentaire est restaurée par le chaulage.

Dans quelques lacs chaulés de la région des Adirondack, Driscoll et al. (1982) ont observé une diminution importante du carbone organique dissous coïncidant avec l'hydrolise et la précipitation de l'aluminium. Ces auteurs suggèrent que même si la réacidification se produit, le carbone organique éliminé de la colonne d'eau peut être retenu dans les sédiments. Par conséquent, la neutralisation d'un lac et la réacidification subséquente peut résulter en des concentrations encore plus faibles de carbone organique dissous. L'absence de ce carbone organique contribuerait à maintenir l'aluminium remis en solution sous une forme inorganique toxique (Driscoll et al., 1982).

La concentration de phosphore dans les lacs chaulés est également un élément d'incertitude. Plusieurs études ont montré que le phosphore avait augmenté dans les lacs après traitement par de la chaux (Fraser et al., 1982; Britt et Fraser, 1983). Dillon et al. (1979) rapportent que le phosphore n'a pas changé de façon significative dans les lacs chaulés de la région de Sudbury. Dans des lacs de la Suède, les concentrations de phosphore ont diminué de moitié après le chaulage.

Une hypothèse a été avancée par Britt et Fraser (1983) pour expliquer les réductions de phosphore observées dans les lacs chaulés de la Suède. Cette diminution du phosphore pourrait être associée aux deux phénomènes suivants:

- une augmentation de la rétention du phosphore dans les sols des bassins versants suite au lessivage accru de l'aluminium;
- une co-précipitation du phosphore avec l'aluminium présent dans l'eau du lac.

Des études portant sur les effets du chaulage à long terme permettraient de mieux comprendre les modifications du cycle des éléments nutritifs causées par l'ajout de substances alcalines (Fish and Wildlife Service,

1982). On serait ainsi plus en mesure de savoir si la restauration d'un milieu aquatique par de la chaux nécessite l'ajout d'une certaine quantité de phosphore pour stimuler la production primaire du lac et rétablir plus efficacement la chaîne alimentaire.

3. MÉTHODOLOGIE DE RESTAURATION ÉCOLOGIQUE

3.1 États écologiques résultant de différents scénarios d'intervention

De façon générale, on peut affirmer que le chaulage des lacs a pour but de restaurer de façon transitoire les conditions du milieu permettant à des organismes aquatiques de survivre et de se reproduire. Le niveau de restauration des lacs est fortement dépendant de l'objectif visé par ce mode d'intervention ainsi que des particularités propres à chaque lac. Dans cette première partie, on aborde trois niveaux de restauration de l'état écologique que l'on peut obtenir selon le mode d'intervention. La seconde partie fera ressortir la nécessité de tenir compte des particularités de chaque lac pour rendre compatible le système avec les modes d'intervention.

3.1.1 Restauration écologique à des fins de pêche sportive

Le premier scénario considéré est le chaulage à grande échelle comme celui pratiqué en Suède depuis 1977. Le but ultime de ce programme de chaulage est la restauration des rivières et des lacs acidifiés et le maintien des écosystèmes naturels dans les eaux menacées par l'acidification (Lessmark et Thörnelöf, 1986). Cependant, même si la conservation de l'environnement est une composante de cet objectif, la restauration des eaux à des fins de pêche sportive a été en pratique, la force motrice instigatrice de l'ensemble des activités de chaulage.

Critère de sélection des lacs

Les critères de sélection des lacs à chauler dans ce vaste programme sont simples et limités. Les mesures de mitigation peuvent débuter quand l'alcalinité de l'eau a diminué en dessous de 0,05 méq/L ou quand le pH est

inférieur à 6,0 (Lessmark et Thörnelöf, 1986). Les autorités locales et les organisations sportives sont généralement responsables de la planification et de l'exécution des projets régionaux de chaulage. Le gouvernement central accorde des subventions qui couvrent jusqu'à 85% du coût du projet de chaulage. Une certaine priorité est accordée aux projets de chaulage des cours d'eaux d'accès facile au public.

Amélioration du rendement de la pêche sportive

De 1977 à 1985, le programme national de chaulage de la Suède a permis de neutraliser près de 3000 lacs et 100 rivières. Les résultats détaillés de cette vaste opération de chaulage sont pour la plupart décrits dans des rapports rédigés en suédois et donc peu facilement disponibles. On rapporte que dans tous les projets de chaulage qui ont permis d'atteindre une qualité d'eau acceptable, les populations de poissons ont augmenté rapidement leur taux de reproduction et de croissance (Hasselrot et Hultberg, 1984; Eriksson et al., 1983). Cependant, tel que décrit à la section 2.3, l'augmentation du nombre de poissons entraîne une plus grande compétition pour la nourriture, ce qui peut se traduire par une diminution du poids moyen des poissons. Nyberg et al. (1986) rapportent les résultats obtenus sur 47 lacs et 7 rivières chaulés durant la période 1976-1982. Dans 26 lacs de pH < 5,5 avant et > 5,5 après traitement, on a observé une augmentation significative du nombre de captures, de 12 à 34 par effort de pêche. À cause du taux de reproduction nettement amélioré, le poids moyen des captures est devenu plus petit de telle sorte que la capture en poids par effort de pêche est restée sensiblement la même qu'avant le chaulage.

En résumé, on peut retenir que l'état écologique résultant de ce programme de chaulage est principalement fondé sur une amélioration du rendement de la pêche sportive.

3.1.2 Restauration écologique complète

La restauration d'un lac au même niveau écologique que celui qui existait avant l'augmentation des émissions des polluants précurseurs de

l'acidité des précipitations, est pratiquement impossible à réaliser dans le contexte actuel. Tout d'abord, il n'existe pas suffisamment de données historiques fiables permettant de connaître les conditions exactes qui prévalaient dans le milieu lacustre avant que ce lac ne soit acidifié. Tout au plus, peut-on définir un état écologique souhaitable visant la restauration écologique la plus complète possible.

Il n'existe pas de définition connue d'un état écologique souhaitable. Tout au plus, on peut s'imaginer qu'une restauration complète inclurait les éléments suivants:

- réduction complète des apports acides des tributaires;
- diminution subséquente des apports en métaux lourds toxiques;
- rétablissement des apports en éléments nutritifs (spécialement le phosphore) à un niveau permettant le maintien d'une vie aquatique équilibrée;
- neutralisation complète des eaux et des sédiments du lac
- rétablissement graduel de la chaîne alimentaire par le retour des populations initiales de phytoplancton, zooplancton et organismes benthiques;
- restauration des sites de reproduction (frayères) des populations de poisson par l'élimination des macrophytes et mousses qui peuvent avoir envahi ces sites et par l'application à une échelle réduite de pierres calcaires sur ces sites;
- rétablissement des populations de poissons que l'on retrouvait initialement dans ce lac.

Le rétablissement de toutes ces conditions ne peut être obtenu par une intervention sur une courte échelle de temps. Il n'existe pas d'études actuelles sur les effets du chaulage sur une période de temps plus longue que cinq ans, mais on peut s'attendre à ce que le rétablissement de toutes ces conditions ne soit pas atteint avant une dizaine d'années. À la suite d'un atelier de travail réunissant tous les experts dans le domaine du chaulage, une période de 7 ans est recommandée pour des études visant à évaluer les effets à long terme du chaulage (Fish and Wildlife Service, 1982).

L'obtention de cet état écologique ne peut être obtenu uniquement par un chaulage des eaux du lac. La technique de chauler l'ensemble du bassin versant peut être un moyen possible d'atteindre cet état écologique en prévenant les problèmes de qualité de l'eau découlant des apports élevés d'aluminium au lac (Fish and Wildlife Service, 1982; Driscoll et al., 1982). Cette technique, cependant, est économiquement impensable. Il faudrait utiliser une quantité de chaux 100 fois plus grande que celle requise lors d'une application directe sur un lac pour obtenir une capacité de neutralisation de l'acidité comparable (Bengtsson et al., 1980).

L'atteinte d'une restauration écologique complète ne pourrait être réalisée que sur quelques lacs faisant l'objet d'une étude intégrée de toutes les composantes de l'écosystème. À ce titre, l'étude intégrée du lac Hovvatn en Norvège peut être citée en exemple (Wright, 1985; Raddum et al., 1986).

3.1.3 Restauration écologique à un niveau acceptable

Entre les deux scénarios extrêmes décrits précédemment, il est possible de concevoir un programme de chaulage des lacs à des fins de pêche sportive tout en visant un niveau de restauration écologique acceptable pour l'ensemble de la chaîne alimentaire. C'est l'optique qui est retenue en Ontario (Booth et al., 1986) et aux États-Unis dans la région des Adirondack (Fish and Wildlife Service, 1982; Saunders et al., 1985).

Pour la sélection des lacs à chauler, les critères retenus dans le programme suédois peuvent encore être retenus:

$$\text{pH} < 5,5 \text{ ou } \text{alcalinité} < 0,05 \text{ meq/L}$$

À ces critères, il faudrait en ajouter un certain nombre d'autres ayant trait à la valeur récréative du lac, son accessibilité par voie terrestre, ainsi que les facteurs hydrographiques et hydrologiques propres à chaque lac (temps de séjour des eaux, apports épisodiques, stratification thermique, etc.).

La stratégie de sélection des lacs en fonction des particularités propres à chaque lac est abordée dans la section suivante qui porte sur la compatibilité du système avec le mode d'intervention choisi.

3.2 Compatibilité du système avec le mode d'intervention

On décrit dans cette section les paramètres de faisabilité d'un programme de chaulage qui tient compte des particularités propres à chaque lac. Les paramètres sont regroupés selon les aspects hydrologiques, physico-chimiques et biologiques.

3.2.1 Au point de vue hydrologique

Taux de renouvellement

La durée des effets chimiques et biologiques obtenus par une opération de chaulage est principalement déterminée par le taux de renouvellement des eaux du lac (Figure 3.1). Les lacs qui ont un temps de séjour d'un an environ, doivent être chaulés à tous les deux ou trois ans, tandis que ceux qui ont un temps de séjour de 2 à 3 ans doivent l'être à tous les 3 ou 4 ans (Lessmark et Thörnelöf, 1986). En Suède, on a calculé que 63% des lacs acidifiés et chaulés ont des temps de séjour inférieurs à un an.

Les critères de sélection des lacs retenus dans la région des Adirondack pour le temps de séjour des eaux est de 0,6 à 6,0 années (Saunders et al., 1985). Cependant, lorsque le taux de renouvellement est inférieur à un an, on trouve qu'il est très difficile de chauler ces lacs de façon efficace (Britt et Fraser, 1982; Hasselrot et Hultberg, 1984).

Apports épisodiques

Tel que rapporté à la section 2.3, les apports épisodiques acides provenant des tributaires constituent un problème qui peut réduire considérablement l'efficacité du chaulage des lacs (Hasselrot et al., 1987). Ces eaux contiennent habituellement des concentrations élevées d'aluminium

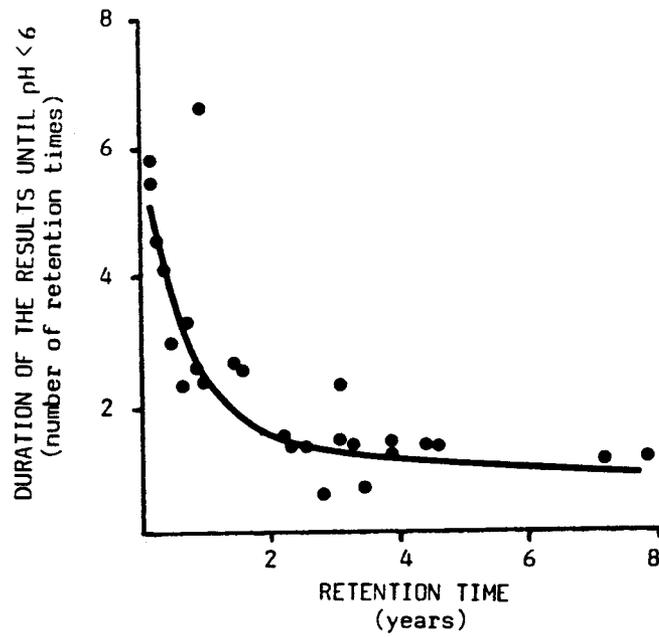


Figure 3.1: Relation entre le temps requis pour un lac à se réacidifier (pH < 6) et le temps de rétention du lac (tiré de Lessmark et Thörnelöf, 1986).

sous forme dissoute (Driscoll, 1980). Des concentrations à des niveaux toxiques pour les populations de poissons y sont fréquemment rencontrées (Leivestad et Muniz, 1976; Muniz et Leivestad, 1980a; 1980b; Grahn, 1980; Baker et Schofield, 1980; Dickson, 1983). Ces événements de nature épisodique peuvent survenir durant les crues automnales ou pendant la fonte printanière. Au printemps notamment, les eaux de fonte de densité moindre ne se mélangent pratiquement pas avec les couches plus profondes du lac. Cette stratification de l'acidité sous le couvert de glace peut être néfaste au biota aquatique que l'on retrouve dans les couches supérieures et spécialement dans les zones littorales où sont situées les frayères.

Pour prendre en compte les divers aspects hydrologiques, différentes stratégies d'intervention peuvent être élaborées: le chaulage des tributaires, le chaulage de zones stratégiques, le chaulage du lac en fonction de la stratification.

Chaulage des tributaires

Le chaulage des tributaires est en principe la méthode idéale pour neutraliser les effets néfastes des apports acides des tributaires. Différentes techniques de chaulage des tributaires utilisant des silos, des puits de diversion, des barrières de pierre à chaux, des doseurs automatiques ont été employés dans différents pays (Fraser et al., 1982; Fish and Wildlife Service, 1982). Chacune de ces techniques présente des avantages et des inconvénients; de façon générale, elles sont très coûteuses et ne se révèlent pas très efficaces pour neutraliser les apports acides en période de débit élevé.

Chaulage de zones stratégiques

Des expériences d'incubation d'oeufs de truite dans des substrats contenant de la pierre à chaux se sont révélées prometteuses pour le maintien de populations de salmonidés dans des lacs acides (Gunn et Keller, 1980; 1984). Ces expériences ont montré qu'un chaulage à petite échelle réalisée en déposant de la pierre à chaux sur des sites de frayères pouvait

être une alternative intéressante permettant la reproduction des populations de poissons dans des lacs acides. Les résultats de ces expériences d'incubation sont confirmés par une expérience de chaulage à échelle réduite menée par Booth et al. (1986) sur le lac Laundrie en Ontario. Les résultats de ce chaulage des zones de frayère, même s'ils sont préliminaires, s'avèrent prometteurs et indiquent que les oeufs de truite et les alevins sont protégés dans un lac modérément affecté par le stress acide.

L'opinion des chercheurs est encore controversée, cependant, sur les avantages de créer des zones de refuge pour la survie des populations de poissons dans les lacs acides. Le chaulage partiel des berges est la stratégie de chaulage choisie pour le lac Hovvatn en Norvège. Selon Wright (1985), ce type de chaulage crée des zones où la qualité de l'eau est acceptable et où les populations de poissons peuvent se réfugier pour survivre à des dépressions temporaires de pH. Par contre, les expériences de chaulage partiel de quatre lacs des Adirondack, rapportées par Flick et al. (1984), tendent à démontrer le contraire. Le taux de survie des populations de poissons dans ces lacs est demeuré nul; des captures de poissons au moyen de filets n'ont pas fourni d'indications que les poissons migraient dans les zones de refuge où l'eau est de meilleure qualité.

Concernant la stratégie de créer et de maintenir des zones de refuge pour les populations de poissons, des recherches sont nécessaires pour évaluer les avantages de cette technique (Fish and Wildlife Service, 1982).

Chaulage des lacs en fonction de la stratification

L'efficacité du chaulage d'un lac dépend du type et de la quantité de chaux utilisé, ainsi que de nombreux facteurs chimiques et physiques qui influencent à la fois le taux de dissolution de la chaux et la durée de la réactivité du produit employé.

Une stratégie qui consisterait à répandre de la chaux (sous forme de CaCO_3) sur la surface entière du lac serait une approche idéale, car cette approche permet ainsi d'augmenter l'efficacité de dissolution de la chaux et

de neutraliser de façon plus efficace la surface entière des sédiments du lac (Britt et Fraser, 1983). Puisque cette technique n'est pas facilement applicable, une approche alternative proposée par ces chercheurs, serait de limiter-le chaulage du lac aux portions les plus profondes et d'utiliser de la calcite sous forme de grosses particules; l'efficacité du chaulage serait ainsi augmentée par le fait que le temps de contact des particules avec toute la colonne d'eau est plus long et favorise une dissolution plus complète.

La longévité de la réactivité chimique du carbonate de calcium a longtemps fait l'objet d'une controverse (Fraser et al., 1982). Les chercheurs suédois étaient d'avis que le carbonate de calcium déposé en excès se dissolvait lentement et pouvait contribuer à tamponner le système sur plusieurs années. Beaucoup d'autres chercheurs (canadiens et américains surtout) étaient d'un avis tout à fait contraire, et soutenaient que le carbonate de calcium perdait sa capacité de réactivité après une période de temps relativement courte.

Dans une étude ultérieure, Sverdrup et Bjerle (1983) analysant les données de plus d'une centaine de projets de chaulage menés en Suède ont montré que l'efficacité de l'utilisation de la calcite diminue exponentiellement dans le temps et qu'après une année, la fraction dissoute est devenue presque négligeable (Tableau 3.1). Le recouvrement des particules de chaux par des hydroxydes métalliques et par des détritiques organiques (complexes humiques) diminuerait le taux de dissolution et éventuellement l'arrêterait (Driscoll et al., 1982; Fish and Wildlife Service, 1982; Sverdrup et Bjerle, 1983).

En conséquence, la meilleure façon d'augmenter l'efficacité de l'utilisation de la chaux est d'augmenter la fraction dissoute instantanément. Une stratégie de chaulage pourrait être la suivante:

- dans les zones peu profondes, répandre de la calcite sous forme de poudre très fine qui se dissout très rapidement;

Tableau 3.1: Efficacité de l'utilisation de la chaux pour 13 lacs chaulés en Norvège et en Suède (tiré de Sverdrup et Bjerle, 1983).

Lake	Dissolved instantaneously %	Dissolved later on %	Dissolved first year %	Dissolved second year %	Dissolved in total %	Part of dissolved from the bottom, %	Neutralizing agent
Uvre Bolsjön	41.8	10.7	5.8	3.9	52.3	20.3	0—0.5 mm T-Chalk
Lilla Härsjön	34.0	20.2	20.0	0.1	54.1	37.1	0—0.5 mm Calcite
Vällsjön	27.5	23.0	22.5	0.3	50.5	46.0	0—0.2 mm Calcite
Hornasjön	42.0	10.0	9.0	0.5	52.0	20.0	0—0.2 mm Calcite
Blomman	42.0	6.5	2.5	2.0	48.5	13.0	0—0.2 mm Calcite
Kullsjön	20.0	13.0	7.0	2.0	33.0	39.0	0—0.2 mm Calcite
Hovvatn	21.0	—	6.0	—	—	—	0—0.2 mm Calcite
Pond Hovvatn	17.0	—	3.0	—	—	—	0—0.2 mm Calcite
Långetjärn	14.7	12.0	10.0	1.0	28.0	43.0	0—0.5 mm Dolomite
Bredvatten	37.0	6.7	5.7	1.0	43.7	15.0	0—0.5 mm T-chalk
Lysevatten	49.6	13.9	9.1	4.6	63.5	21.0	0—0.5 mm T-chalk
Stensjön	38.5	9.4	8.4	1.0	47.9	20.0	0—0.5 mm T-chalk
Skirtjärn	14.6	23.9	16.3	5.6	38.5	62.0	0—0.5 mm T-chalk

- dans les zones plus profondes, utiliser de la calcite sous une gamme de grosseurs de particules.

En employant des particules de différentes grosseurs, les grosses particules sédimentent plus rapidement et neutralisent partiellement l'eau dans toute la colonne. Les particules un peu moins grosses rencontrent des valeurs de pH légèrement plus élevées et ainsi de suite jusqu'à ce que les particules les plus fines rencontrent les valeurs de pH les plus élevées.

Cette stratégie de chaulage, basée sur le modèle de dissolution de Sverdrup (1983) est celle qui a été retenue pour le modèle DEACID utilisé par APMP (Acid Precipitation Mitigation Program) aux États-Unis pour le chaulage des lacs (Fraser et al., 1985).

3.2.2 Au point de vue physico-chimique

Le mode d'intervention choisi doit tenir compte de la qualité physico-chimique du milieu et en particulier des aspects suivants:

- niveau de dégradation en acidité;
- niveau de dégradation synergétique;
- présence de composantes naturelles;
- interaction eaux-sédiments.

Ces quatre aspects seront abordés dans la section qui suit.

État dégradé en acidité

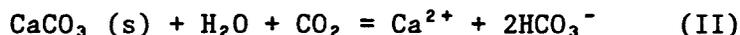
Lorsque le pH d'un lac est inférieur à 5,5, on se trouve dans des conditions mettant en danger la survie des populations de poissons. Le chaulage du lac peut être approprié.

Parmi tous les produits qui peuvent être utilisés pour le chaulage d'un lac, le carbonate de calcium (CaCO_3), appelé calcite, est l'agent de neutralisation le plus largement utilisé (Stokes, 1987; Fraser et al., 1985;

Flick et al., 1984). Ce produit est disponible commercialement sous une gamme de grosseurs de particules, relativement libre de toutes impureté, peu coûteux et peu dangereux de manipulation (Tableau 3.2). Le seul désavantage majeur de ce produit est sa faible solubilité.

La quantité de chaux nécessaire pour rétablir le pH d'un lac doit tenir compte du volume du lac et de sa profondeur moyenne, des réactions chimiques dans la colonne d'eau et de la chimie des sédiments. Des modèles informatisés ont été élaborés récemment pour effectuer ce calcul (Fraser et al., 1985). Le modèle de Fraser et al. (1985) est basé sur le modèle de dissolution de la calcite élaboré par Sverdrup (1983, 1986a).

La dissolution de la calcite solide dans une solution aqueuse peut être décrite comme une réaction hétérogène solide-liquide contrôlée par la diffusion (Sverdrup, 1986b). Les réactions chimiques impliquées peuvent être décrites par les trois équations suivantes:



Dans les eaux naturelles de pH inférieur à 5,5 et dont la pression partielle de bioxyde de carbone est inférieure à 10^{-1} atm, la réaction (I) domine, tandis qu'à des valeurs de pH plus élevées, c'est plutôt la réaction (III) qui domine.

Dans le cas où la pression partielle de CO_2 dépasse 0,1 atm, la réaction (II) prendra de l'importance et peut même augmenter le taux de dissolution par un facteur dix.

État dégradé synergétique

Il peut se produire certaines situations où les lacs ont atteint un état de dégradation tel que le chaulage ne peut restaurer un niveau de qualité du milieu aquatique permettant un ensemencement de populations de poissons.

Tableau 3.2: Comparaison de différents produits utilisés pour neutraliser les eaux de surface acides (tiré de Fraser et al., 1985).

BASE MATERIALS CHARACTERISTICS AND/OR EFFECTS	SODA	LIME		LIMESTONE	
	SODIUM CARBONATE	CALCIUM OXIDE/ QUICKLIME	CALCIUM HYDROXIDE/ HYDRATED LIME	CALCIUM-MAGNESIUM CARBONATE/DOLOMITE (FINE POWDER)	CALCIUM CARBONATE/ CALCITE (FINE POWDER)
Reactivity	high (almost instantaneous)	high (instantaneous)	high (instantaneous)	lower than calcite ^a	low to intermediate
Maximum pH Attainable ^b	11.8	≈12	≈12	8.9	8.6
Corrosivity/Ease of Handling	extremely caustic	extremely caustic	less caustic than quicklime	not caustic	not caustic
Neutralizing Value ^c on Equivalent Weight Basis	95%	179%	138%	109%	100%
Calcium Protection for Biota	No	Yes	Yes	Yes, but less than calcite ^d	Yes
Potential Harmful Effects from Overdosing	Yes ^e	Yes ^e	Yes ^e	Unlikely	Unlikely

Source: adapted from Fraser and Britt, 1982.

^a up to approximately pH 8.0-8.5

^b aquatic systems in equilibrium with atmospheric CO₂

^c relative neutralization value if pure CaCO₃ is assigned a value of 100%

^d less calcium protection because Mg substituted for Ca

^e pH shock

Le chaulage de trois lacs (Lohi, Middle, Hannah) de la région de Sudbury avait permis de rétablir le pH à un niveau qui se situait autour de 7 (Dillon et al., 1979). Des essais d'ensemencement de population de poissons dans les lacs Middle et Lohi, situés à proximité de la fonderie de Sudbury, se sont avérés infructueux (Fraser et al., 1982; Ellis et Golomb, 1981; Flick et al., 1984). L'échec de ces essais d'ensemencement a été attribué aux niveaux élevés et toxiques du cuivre dans ces lacs (Fraser et al., 1982). En effet, malgré une diminution de la concentration des métaux lourds par l'addition de produits alcalins, la concentration des métaux toxiques et en particulier le cuivre, était encore trop élevée pour permettre la survie de populations de poissons, (Fraser et al., 1982).

Présence de composantes naturelles

La présence de substances humiques en concentrations élevées dans un lac acide peut nécessiter une modification de la stratégie d'intervention de chaulage. En effet, lors du chaulage d'un lac, les substances humiques ont tendance à précipiter sur les particules de chaux qui se déposent au fond du lac. Ces substances humiques ont donc pour effet de réduire la longévité de la réactivité chimique de la chaux et de diminuer par conséquent l'efficacité du chaulage d'un lac.

Pour contrer l'effet de la présence en concentrations élevées de ces substances humiques, une stratégie de chaulage pourrait inclure les aspects suivants:

- interventions plus fréquentes;
- augmentation du taux de dissolution instantané;
- chaulage sur toute la surface du lac.

3.2.3 Au point de vue biologique

On considère ici les modes d'intervention qui permettent de prendre en compte la restauration au point de vue biologique. Les trois modes d'intervention qu'on peut considérer sont les suivants:

- chaulage des zones de frayères;
- chaulage partiel et établissement de zones de refuge;
- rétablissement de proies pour les populations de poissons.

Le chaulage des zones de frayères et l'établissement de zones de refuge ont été élaborés à la section 3.2.1 qui traite du chaulage de zones stratégiques. On se limite donc ici à décrire le mode d'intervention qui favorise le rétablissement d'une chaîne alimentaire favorable à la survie et à la croissance des populations de poissons.

Les effets écologiques du chaulage des lacs en Suède ont été étudiés par Eriksson et al. (1983). Ces auteurs ont montré que dans des lacs acides qui comportent encore une faible population de poissons, ceux-ci se nourrissent d'organismes benthiques et de zooplancton que l'on retrouve typiquement dans les lacs acides. L'augmentation du nombre de poissons a pour effet d'augmenter la compétition pour cette nourriture. L'amélioration du taux de reproduction, combinée avec cette plus grande compétition pour la nourriture résulte en une population de poissons plus abondante, mais avec un taux de croissance plus lent.

Des résultats un peu contradictoires sont rapportés dans la littérature en ce qui concerne la restauration par le chaulage des populations de zooplancton et d'invertébrés benthiques. On a observé que la neutralisation des lacs acides se traduit généralement par une réduction presque immédiate de la biomasse de ces organismes (Fraser et al., 1982). Bengtsson et al. (1980) considèrent que les communautés benthiques associées aux conditions pré-acidification reviendront éventuellement si l'immigration est possible. Hultberg et Anderson (1982) ont noté que le retour aux conditions initiales, en ce qui concerne les macroinvertébrés benthiques, pouvait nécessiter plusieurs années, mais qu'à l'intérieur de deux années, l'invasion d'organismes benthiques pouvait résulter en des populations stables. Parce que certains organismes benthiques sont complètement disparus en raison de l'acidification, ces auteurs rapportent que la réintroduction d'espèces d'invertébrés a été essayée à plusieurs reprises, généralement avec succès. Ils ont aussi rapporté que cette recolonisation de macroinvertébrés

contribuait à augmenter leur diversité et créait ainsi un écosystème plus stable.

En définitive, on retient donc que pour obtenir un meilleur rendement de pêche sportive après le chaulage, il peut être nécessaire de restaurer une partie de la chaîne alimentaire des poissons.

Références bibliographiques

- ALMER, B., DICKSON, W., EKSTROM C., HORNSTROM E., 1978.
Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. Dans: Sulphur in the environment Part II, J. Nriagu (éd), John Wiley, Toronto, pp 271-311.
- BAKER, J.P., SCHOFIELD, C.L., 1980.
Aluminium toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. Dans: Drablos, D. et Tollan, A. (éds), Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip., Sandefjord, Norvège, 11-14 mars, pp. 292-293.
- BAKER, J.P., SCHOFIELD, C.L., 1982.
Aluminium toxicity to fish in acidic waters. Water Air Soil Pollut. 18: 289-309.
- BENGTSSON, B., DICKSON, W., NYBERG, P., 1980.
Liming acid lakes in Sweden. Ambio, 9: 34-36.
- BENGTSSON, B.L., 1982.
Acid rain mitigation strategies in Sweden. Swedish National Board of Fisheries, Goteborg, Sweden, internal report, 6 p.
- BOOTH, G.M., HAMILTON, J.G., MOLOT, L.A., 1986.
Liming in Ontario: short-term biological and chemical changes. Water Air Soil Pollut., 31: 709-720.
- BRITT, D.L., FRASER, J.E., 1983.
Effectiveness and uncertainties associated with the chemical neutralization of acidified surface waters. Pres. at Sec. Annual Conf. of the North American lake management society. Dans: Lake restoration, protection and management, Taggart, J., Moore, L. (éds.) E.P.A., Washington, pp 96-104.
- CRONAN, C.S., SCHOFIELD, C.L., 1979.
Forest floor leaching: contributions from mineral, organic and carbonic acids in New Hampshire subalpine forests. Science, 200: 309-311.

DICKSON, W., 1975.

The acidification of Swedish lakes. Inst. Freshwater Res. Drottningholm, Sweden, report No 54: 8-20.

DICKSON, W., 1978.

Some effects of the acidification of Swedish lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol., 20: 851-856.

DICKSON, W., 1983.

Liming toxicity of aluminium to fish. Vatten, 39: 400-404.

DILLON, P.J., YAN, N.D., SCHEIDER, W.A., CONROY, N., 1979.

Acidic lakes in Ontario, Canada: characterization, extent and responses to base and nutrient additions. Arch. Hydrobiol. Beilh. Ergebn. Limnol., 13: 317-336.

DRISCOLL, C.T., 1980.

Aqueous speciation of aluminium in the Adirondack region of New York State, U.S.A. Dans: Drablos, D. et Tollan, A. (éds), Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip., Sandefjord, Norvège, 11-14 mars, pp 214-215.

DRISCOLL, C.T., BAKER, J.P., BISOGINI, J.J., SCHOFIELD, C.L., 1980.

Effect of aluminium speciation on fish in dilute acidified waters. Nature, 284: 161-164.

DRISCOLL, C.T., WHITE, J.R., SCHAFFRAN, G.C., RENDALL, J.D., 1982.

CaCO₃ neutralization of acidified surface waters. J. Env. Eng. Division, 108 (EE6): 1128-1145.

ELLIS, J.D., GOLOMB, A., 1981.

Lake acidification and its neutralization. Ontario Hydro Research Review, 2: 67-74.

ERIKSSON, F., HORNSTROM, E., MOSSBERG, P., NYBERG, P., 1983.

Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. Hydrobiologia, 101: 145-164.

FISH AND WILDLIFE SERVICE, 1982.

Liming of acidified waters: issues and research - a report of the International Liming Workshop. Proc. of International Liming Workshop, Fish and Wildlife Serv., Kearneysville, WV (USA), 43 p.

FLICK, W.A., SCHOFIELD, C.L., WEBSTER, D.A., 1984.

Remedial actions for interim maintenance of fish stocks in acidified waters. Proc. Int. Symp. on acidic rain and fishery impacts on northeastern North America. Dans: Johnson, R.E.(éd.), Acid Rain/Fisheries, pp. 287-306.

FRASER, J., HINCKLEY, D., BURT, R., SEVERN, R.R., WISNIEWSKI, J., 1982.

A feasibility study to utilize liming as a technique to mitigate surface water acidification. Final Report RP 1109-14, Prepared for Electrical Power Research Institute, California, 105 p.

FRASER, J.E., BRITT, D.L., KINSMAN, J.D., DePINTO, J., RODGERS, P., SVERDRUP, H., WARFVINGE, P., 1985.

APMP Guidance manual - volume II: Liming materials and methods. U.S. Fish and Wildlife Service, Eastern Energy and Land use team, biological report 80 (40.25), 197 p.

GRAHN, O., 1980.

Fish kills in two moderately acid lakes due to high aluminium concentration. Dans: Drablos, D. et Tollan, A. (éds), Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip., Sandefjord, Norvège, 11-14 mars, pp 310-311.

GRAHN, O., 1985.

Macrophyte biomass and production in Lake Gardsjon - an acidified clearwater lake in SW Sweden. Ecological Bulletins, 37: 203-212.

GUNN, J.M., KELLER, W., 1980.

Enhancement of the survival of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) eggs and fry in an acid lake through incubation in limestone. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37: 1522-1530.

GUNN, J.M., KELLER, W., 1984.

In situ manipulation of water chemistry using crushed limestone and observed effects on fish. Proc. of a Symp. on mitigation techniques for acidified surface water. Dans: Baker, J.P.(éd.), Fisheries, 9: 19-24.

HARVEY, H.H., DILLON, P.T., KRAMER, J.R., PIERCE, R.C., WHELPDALE, D.M., 1981.

Acidification in the canadian aquatic environment: scientific criteria for assessing the effects of acidic deposition on aquatic ecosystems. Associate committee on scientific criteria for environmental quality, CNRC no 18475, Ottawa, 369 p.

HASSELROT, B., ANDERSSON, I.B., ALENAS, I., HULTBERG, H., 1987.

Response of limed lakes to episodic acid events in southwestern Sweden. Water Air Soil Pollut., 32: 341-362.

HASSELROT, B., HULTBERG, H., 1984.

Liming of acidified Swedish lakes and streams and its consequences for aquatic ecosystems. Proc. of a Symp. on mitigation techniques for acidified surface water. Dans: Baker, J.P.(éd.), Fisheries, 9: 4-9.

HENRIKSON, L., OSCARSON, H.G., STENSON, J.A.E., 1985.

Development of the crustacean zooplankton community after lime treatment of the fishless lake Grdsjon, Sweden. Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm., 61: 104-114.

HULTBERG, H., ANDERSSON, I.B., 1982.

Liming of acidified lakes: Induced long-term changes. Water Air Soil Pollut. 18: 311-331.

HULTBERG, H., GRENNFELT, P., 1986.

Gardsjon project: lake acidification, chemistry in catchment runoff, lake liming and microcatchment manipulations. Water Air Soil Pollut., 30: 31-46.

LEIVESTAD, H., MUNIZ, I.P., 1976.

Fish kill at low pH in a Norwegian river. Nature, 259: 391-392.

LESSMARK, O., THORNELOF, E., 1986.

Liming in Sweden. Water Air Soil Pollut., 31: 809-815.

MEGRAW, S.R., McLEAN, R.A.N., 1982.

Lake liming as a potential remedial measure against acid precipitation: a working paper to develop a research proposal. Domtar Inc. research centre, Senneville, Quebec, internal report, 20 p.

MUNIZ, I.P., LEIVESTAD, H., 1980a.

Acidification - Effects on freshwater fish. Dans: Drablos, D. et Tollan, A. (éds), Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip., Sandefjord, Norvège, 11-14 mars, pp 84-92.

MUNIZ, I.P., LEIVESTAD, H., 1980b.

Toxic effects of aluminium on the brown trout, Salmo Trutta L. Dans: Drablos, D. et Tollan, A. (éds), Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip., Sandefjord, Norvège, 11-14 mars, pp 320-321.

NYBERG, P., APPELBERG, M., DEGERMAN, E., 1986.

Effects of liming on crayfish and fish in Sweden. Water Air Soil Pollut., 31: 669-687.

OVERREIN, L.M., SEIP, H.M., TOLLAN, A., 1980.

Acid precipitation - effects on forest and fish. Final report of the SNSF - project 1972-1980. Overrein, L.M., Seip, H.M. et Tollan, A. (éds), Norvège, 175 p.

RADDUM G.G., BRETTUM, P., MATZOW, D., NILSSEN, J.P., SKOV, A., SVEALV, T., WRIGHT, R.F., 1986.

Liming the acid lake Hovvatn: a whole-ecosystem study. Water Air Soil Pollut., 31: 721-763.

SAUNDERS, W.P., BRITT, D.L., KINSMAN, J.D., DePINTO, J., RODGERS, P., EFFLER, S., SVERDRUP, H., WARFVINGE, P., 1985.

APMP Guidance manual - volume I: APMP Research requirements. U.S. Fish and Wildlife Service, Eastern Energy and Land use team, biological report 80 (40.24), 207 p.

SCHEFFE, R.D., BOOTY, W.G., DePINTO, J.V., 1986a.

Development of methodology for predicting reacidification of calcium carbonate treated lakes. *Water Air Soil Pollut.*, 31: 857-864.

SCHEFFE, R.D., DePINTO, J.V., BILZ, K.R., 1986b.

Laboratory and fields testing of a dose calculation model for neutralization of Adirondack lakes. *Water Air Soil Pollut.*, 31: 799-807.

SCHINDLER, D.W., 1980.

Experimental acidification of a whole lake: a test of the oligotrophication hypothesis. Dans: Drablos, D. et Tollan, A. (éds), *Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip.*, Sandefjord, Norvège, 11-14 mars, pp 370-374.

SIEGFRIED, C.A., SUTHERLAND, J.W., QUINN, S.O., 1987.

Plankton community response to the chemical neutralization of two acidified waters in the Adirondack mountain region of New York State. *Lake and Reservoir Management*, 3: 444-451.

STOKES, M., 1987.

Pathways and effects of contaminants introduced into aquatic systems as a result of long-range atmospheric transport: an assessment of research needs. Institute for Environmental Studies and Department of Botany, University of Toronto, Report for the Science Council of Canada.

SVERDRUP, H., BJERLE, I., 1983.

The calcite utilization efficiency and the long term effect on alkalinity in several Swedish lake liming projects. *Vatten*, 39: 41-54.

SVERDRUP, H.U., 1983.

Lake liming. *Chemica Scripta*, 22: 12-18.

SVERDRUP, H.U., 1986a.

The dissolution efficiency for different stream liming methods. *Water Air Soil Pollut.*, 31: 827-837.

SVERDRUP, H.U., 1986b.

A Scandinavian model used to predict the reacidification of limed lakes in Nova Scotia and Ontario, Canada. *Water Air Soil Pollut.*, 31: 689-707.

VAN COILLIE, R., THELLEN, C., CAMPBELL, P.G.C., VIGNEAULT, Y., 1983.

Effets toxiques de l'aluminium chez les salmonidés en relation avec des conditions physico-chimiques acides. *Rapp. Tech. Can. sci. halieut. aquat.* no 1237, 88 p.

WATT, W.D., 1986.

The case for liming some Nova Scotia salmon rivers. *Water Air Soil Pollut.*, 31: 775-789.

WHITE, W.J., WATT, W.D., SCOTT, C.D., 1984.

An experiment on the feasibility of rehabilitating acidified atlantic salmon habitat in Nova Scotia by the addition of lime. *Fisheries*, 9: 25-30.

WRIGHT, R.F., 1985.

Chemistry of Lake Hovvatn, Norway, following liming and reacidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 1103-1113.

YAN, N.D., 1983.

Effects of changes in pH on transparency and thermal regimes of Lohi Lake, near Sudbury, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40: 621-626.

YOUNG, T.C., RHEA, J.R., McLAUGHLIN, G., 1986.

Characterization and neutralization requirements of two acidic lake sediments. *Water Air Soil Pollut.*, 31: 839-846.