

La qualité de l'eau d'abreuvement du bétail

*Guide de terrain relatif aux bovins, aux chevaux,
à la volaille et aux porcs*

Andrew A. Olkowski, Ph.D., D.M.V., M.Sc., B.Sc. (biochimie)
Université de la Saskatchewan

Avis de non-responsabilité

La présente publication, ainsi que les renseignements, opinions et recommandations qu'elle contient, s'inscrivent dans le cadre d'un service public gratuit s'adressant à tous, et ne sont donc pas destinés à servir les intérêts d'un type de lecteurs en particulier. Les lecteurs doivent prendre note que le ministre et le ministère de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire (AAC) ne fournissent aucune garantie, expresse ou implicite, quant à la présente publication ou à son contenu. Ils ne garantissent notamment en rien l'exactitude, l'exhaustivité, la fiabilité et la pertinence ou l'adaptation pour un usage particulier des opinions, recommandations et renseignements fournis. Le lecteur assume toutes les responsabilités quant aux risques découlant de l'interprétation et de l'utilisation ou de l'application du contenu de cette publication. Les lecteurs utilisant ou appliquant les opinions, les recommandations et les renseignements contenus dans ce document, reconnaissent et acceptent expressément qu'AAC et son ministre, ses agents, ses fonctionnaires et ses employés ne peuvent être tenus pour responsables de toute perte ou de tout dommage, direct ou indirect, accessoire ou non, spécifique ou général, économique ou de toute autre nature, pouvant découler de l'interprétation, de l'utilisation ou de l'application qu'a fait le lecteur des opinions, des recommandations et des renseignements contenus dans ce document. Bien qu'AAC s'efforce de fournir des opinions, des recommandations et des renseignements utiles et relativement précis, les lecteurs acceptent que cet avis de non-responsabilité signifie qu'AAC ne peut AUCUNEMENT ÊTRE TENUE POUR RESPONSABLE de l'utilisation ou de l'application des opinions, des recommandations et des renseignements contenus dans cette publication.

© SA MAJESTÉ LA REINE DU CHEF DU CANADA, 2009, représentée par le ministre d'Agriculture et Agroalimentaire Canada

Première édition : mai 2009

Catalogage avant publication de Bibliothèque et Archives Canada

Olkowski, Andrew A

La qualité de l'eau d'abreuvement du bétail : Guide de terrain relatif aux bovins, aux chevaux, à la volaille et aux porcs / Andrew A. Olkowski

ISBN 978-1-100-12443-8

N° de catalogue : A22-483/2009E

1. Bétail – Effets de la qualité de l'eau d'abreuvement – Guides, manuels, etc.
2. Bétail – Besoins en eau – Guides, manuels, etc. 3. Production animale – Aspects environnementaux – Guides, manuels, etc. 4. Qualité de l'eau – Guides, manuels, etc.
I Canada. Agriculture et Agroalimentaire Canada II. Titre.

SF140 W37 O44 2009

636.089'201522

C2009-980100-0

Avant-propos

L'objectif principal de ce travail est de rassembler et d'organiser dans un guide concis et facilement interprétable des données relatives aux problèmes de qualité de l'eau et aux contaminants de cette dernière, à partir de divers rapports de recherche, manuels et autres sources dont la fiabilité a été avérée. Ce manuel a pour but de fournir l'information essentielle nécessaire aux spécialistes du bétail et de la qualité de l'eau, ainsi qu'à d'autres professionnels, sur un grand nombre de paramètres relatifs à la qualité de l'eau et sur les effets physiologiques et toxicologiques connexes. De nombreux producteurs pourront également y trouver des renseignements utiles pour identifier les problèmes et les symptômes liés à la qualité de l'eau.

Lors de l'élaboration de ce document, l'auteur a volontairement fait en sorte que le contenu ne soit pas d'un niveau scientifique trop élevé. Il a préféré se concentrer sur l'interprétation factuelle des connaissances existantes dans un contexte d'applicabilité pratique de l'information. Cependant, il n'est pas rare que les résultats divergent entre plusieurs sources scientifiques abordant apparemment les mêmes problèmes relatifs à la qualité de l'eau. C'est pourquoi il faut bien garder en tête que la comparabilité des données peut constituer un problème majeur dans l'évaluation de la qualité de l'eau. Il peut notamment être difficile de discerner le vrai du faux, en particulier lorsque les « experts » ne sont pas d'accord, comme c'est souvent le cas. Dans ces circonstances, l'utilisateur de ce guide doit avoir à l'esprit le vaste éventail de résultats contradictoires ou d'opinions divergentes qui existent entre les experts. Les controverses que l'auteur a jugé utile de mentionner présentent probablement un intérêt particulier; il convient donc de prêter attention lorsque ce genre de cas se présente.

Au cours de sa collecte de renseignements pour l'élaboration de ce guide, l'auteur n'a pas simplement fait état des désaccords existants; il a également tenté de déceler la vérité parmi des renseignements contradictoires, dans le contexte de la connaissance générale de la physiologie, de la biochimie, de la nutrition et de la toxicologie.

Bien que des efforts aient été faits pour fournir une interprétation complète des données sur la qualité de l'eau, il est important de comprendre la nature complexe des réponses biologiques des animaux, notamment pour ceux ayant été sélectionnés sur des critères génétiques pour la production à grande échelle. Dans ces circonstances, il est primordial de prendre en compte la forte demande métabolique associée aux objectifs de production toujours plus élevés, afin d'évaluer les normes sur la qualité de l'eau, notamment avec l'accroissement de la complexité des contaminants présents dans l'eau.

Il y a un manque important d'information récente sur de nombreux problèmes relatifs à la qualité de l'eau destinée aux populations actuelles de bétail sélectionnées pour leurs caractéristiques de rendement supérieures. Si nous disposions de recherches comparatives faisant appel aux méthodes de génétique extrêmement performantes actuelles, l'interprétation des données sur la qualité de l'eau serait relativement facile.

Il ne fait aucun doute que la réussite de la production de bétail au Canada demande de disposer d'une eau de bonne qualité. Cependant, dans de nombreuses régions où la production animale est importante, l'eau est de mauvaise qualité ou tout juste acceptable. Il faut savoir qu'aujourd'hui, dans la plupart des cas, il est impossible d'éliminer tous les effets indésirables liés à la pollution de l'eau. C'est pourquoi un effort considérable a été réalisé dans ce guide afin d'insister sur la gestion des risques potentiels pour le bétail liés aux problèmes de qualité de l'eau pouvant être rencontrés dans des conditions habituelles d'élevage au champ.

Les effets des contaminants de l'eau sur la santé des animaux constituent un problème important. Mais en réalité, la réussite économique de la production moderne de bétail au Canada se fonde principalement sur le rendement des animaux. Les principaux éléments clés en termes de réussite économique dans n'importe quel secteur de la production de bétail contemporaine au Canada, se fondent sur quatre paramètres fondamentaux : le taux de croissance, l'indice de transformation, la réussite de reproduction et la qualité des produits. Les contaminants de l'eau peuvent affecter chacun de ces paramètres à un niveau imperceptible, infraclinique et métabolique.

Contributions

Ce travail est le fruit des efforts conjoints de plusieurs personnes dévouées. M. Larry Brault, de l'ARAP d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, a joué un rôle clé en tant que coordinateur. Il a également préparé et rassemblé des données sur les différents types d'eau ou les conditions propices à la pollution de l'eau dans la Saskatchewan, a révisé de nombreuses ébauches et s'est chargé de l'édition de la version définitive. M. Bob Klemmer, du ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan, a préparé les renseignements généraux concernant l'alimentation des animaux, et a joué un rôle de premier plan en tant que réviseur et rédacteur technique. M^{me} Erin Zoski, de l'ARAP d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, a été éditrice technique sur ce projet et s'est chargée de la préparation des documents à imprimer.

Remerciements

L'auteur et les rédacteurs souhaiteraient remercier Brant Kirychuk et Darrell R. Corkal, de l'ARAP d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, pour leurs critiques constructives et leurs précieux commentaires qui les ont aidés à élaborer la version définitive de cette publication.

Ils souhaitent également remercier Terry Hanley et la Saskatchewan Watershed Authority d'avoir permis aux rédacteurs d'utiliser leur base de données sur la qualité de l'eau des exploitations agricoles et des communautés de la Saskatchewan.

1. INTRODUCTION.....	1
1.1 Importance de la qualité de l'eau pour le bétail	1
1.2 Aperçu de la physiologie de l'eau	1
1.2.1 <i>Physiologie et consommation d'eau</i>	1
1.2.2 <i>Problèmes de qualité de l'eau et habitudes d'abreuvement</i>	2
1.2.3 <i>L'eau comme moyen de lutter contre l'élévation de la température corporelle</i>	2
1.2.4 <i>Qualité de l'eau</i>	3
1.3 Compréhension des problèmes liés à la qualité de l'eau	5
1.4 Gestion des problèmes de qualité de l'eau.....	6
1.4.1 <i>Importance de la consommation d'eau</i>	7
1.5 Effets de la qualité de l'eau sur l'alimentation et la consommation d'eau	8
1.6 Recommandations concernant la qualité de l'eau	8
2. CONTAMINANTS MICROBIOLOGIQUES.....	12
2.1 Cyanobactéries	12
2.2 Agents pathogènes : bactéries, protozoaires et virus.....	15
2.2.1 <i>Risques liés à la bactérie E. coli O157</i>	16
3. BESOINS EN EAU DES CHEVAUX	19
3.1 Approvisionnement en eau.....	19
3.2 Manque d'eau.....	20
3.3 Qualité de l'eau	20
4. BESOINS EN EAU DE LA VOLAILLE.....	24
4.1 Approvisionnement en eau.....	24
4.2 Définition des paramètres de qualité de l'eau pour la volaille.....	25
4.3 Problèmes potentiels de la volaille associés aux contaminants de l'eau	25
4.4 L'eau comme moyen de combattre le stress thermique	27
5. BESOINS EN EAU DES RUMINANTS	29
5.1 Approvisionnement en eau.....	29
5.1.1 <i>Effets de l'alimentation sur la consommation d'eau</i>	29
5.1.2 <i>Effets de la température ambiante sur la consommation d'eau</i>	30
5.1.3 <i>Différences de consommation d'eau entre plusieurs catégories de ruminants</i>	33

5.2 Qualité de l'eau	35
6. BESOINS EN EAU DES PORCS	36
6.1 Approvisionnement en eau.....	36
6.2 Exigences en matière de qualité de l'eau pour les porcs	37
7. TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT DE L'EAU.....	40
7.2 Coûts approximatifs liés au traitement de l'eau	43
8. TRAITEMENT DE L'EAU : EFFETS NÉGATIFS POTENTIELS SUR LA CONSOMMATION D'EAU ET SUR LE RENDEMENT ET LA SANTÉ DES ANIMAUX.....	45
8.1 Adoucissement de l'eau	45
8.2 Chloration de l'eau	46
8.2.1 Problèmes potentiels liés à la chloration de l'eau : nouveaux enjeux.....	47
9. FACTEURS ET CONTAMINANTS À PRENDRE EN COMPTE DANS L'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET GESTION DE LEURS EFFETS INDÉSIRABLES	49
9.1 Alcalinité, pH et dureté	49
9.2 Arsenic	51
9.2.1 Évaluation du risque	51
9.2.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés.....	57
9.2.3 Considérations liées à la gestion.....	58
9.2.4 Technologies de traitement	58
9.3 Calcium	59
9.3.1 Évaluation du risque	61
9.3.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés.....	64
9.3.3 Considérations liées à la gestion.....	65
9.3.4 Technologies de traitement	65
9.4 Chlorure	66
9.4.1 Évaluation du risque	67
9.4.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés.....	68
9.4.3 Considérations liées à la gestion.....	69
9.4.4 Technologies de traitement	69

9.5 Fluorure	70
9.5.1 <i>Évaluation du risque</i>	72
9.5.2 <i>Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés</i>	76
9.5.3 <i>Considérations liées à la gestion</i>	76
9.5.4 <i>Technologies de traitement</i>	76
9.6 Fer	77
9.6.1 <i>Évaluation du risque</i>	78
9.6.2 <i>Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés</i>	82
9.6.3 <i>Considérations liées à la gestion</i>	82
9.6.4 <i>Technologies de traitement</i>	82
9.7 Plomb	84
9.7.1 <i>Évaluation du risque</i>	85
9.7.2 <i>Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés</i>	89
9.7.3 <i>Considérations liées à la gestion</i>	89
9.7.4 <i>Technologies de traitement</i>	89
9.8 Magnésium.....	90
9.8.1 <i>Évaluation du risque</i>	91
9.8.2 <i>Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés</i>	93
9.8.3 <i>Considérations liées à la gestion</i>	93
9.8.4 <i>Technologies de traitement</i>	93
9.9 Manganèse	95
9.9.1 <i>Évaluation du risque</i>	96
9.9.2 <i>Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés</i>	99
9.9.3 <i>Considérations liées à la gestion</i>	99
9.9.4 <i>Technologies de traitement</i>	100
9.10 Molybdène.....	101
9.10.1 <i>Évaluation du risque</i>	102
9.10.2 <i>Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés</i>	106
9.10.3 <i>Considérations liées à la gestion</i>	106
9.10.4 <i>Technologies de traitement</i>	108
9.11 Mercure	109
9.11.1 <i>Évaluation du risque</i>	110
9.11.2 <i>Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés</i>	115
9.11.3 <i>Considérations liées à la gestion</i>	115
9.11.4 <i>Technologies de traitement</i>	115
9.12 Nitrates et nitrites	116
9.12.1 <i>Évaluation du risque</i>	118

9.12.2	<i>Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés</i>	122
9.12.3	<i>Technologies de traitement</i>	123
9.13	Salinité, matières dissoutes totales (MDT) ou sels solubles totaux (SST)	124
9.13.1	<i>Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés</i>	126
9.13.2	<i>Technologies de traitement</i>	128
9.14	Sélénium	129
9.14.1	<i>Évaluation du risque</i>	130
9.14.2	<i>Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés</i>	132
9.14.3	<i>Considérations liées à la gestion</i>	133
9.14.4	<i>Technologies de traitement</i>	133
9.15	Sodium	134
9.15.1	<i>Évaluation du risque</i>	135
9.15.2	<i>Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés</i>	137
9.15.3	<i>Considérations liées à la gestion</i>	138
9.15.4	<i>Technologies de traitement</i>	138
9.16	Sulfate	139
9.16.1	<i>Évaluation du risque</i>	139
9.16.2	<i>Interactions métaboliques</i>	144
9.16.3	<i>Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés</i>	152
9.16.4	<i>Considérations liées à la gestion</i>	153
9.16.5	<i>Technologies de traitement</i>	154
10.	RÉFÉRENCES	155
11.	ANNEXE A	185

Résumé du CCME du document intitulé *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles (mis à jour en octobre 2005)*

TABLEAUX

Tableau 1.1	Exemple de résultats d'une analyse de la qualité de l'eau, présentant les paramètres d'analyse et leur concentration	5
Tableau 1.2	Recommandations du CCME (2005) pour le bétail, pour une sélection de constituants	11
Tableau 2.1	Recommandations pour les niveaux de tolérance calculés (concentration sans effet observé) de microcystine-LR (toxicité équivalente) et plusieurs cellules de <i>Microcystis aeruginosa</i>	13
Tableau 2.2	Quantités totales de bactéries coliformes et <i>E.coli</i> dans les eaux souterraines de la Saskatchewan	16
Tableau 3.1	Modifications de la consommation quotidienne d'eau des poulains en période de croissance	19
Tableau 3.2	Quantités maximales de contaminants recommandées ne présentant pas de risque pour les chevaux.....	23
Tableau 4.1	Consommation d'eau de différentes catégories de volaille (en ml par semaine et par oiseau).....	24
Tableau 5.1	Taux de consommation d'eau de différentes catégories de bovins à viande et température ambiante.....	32
Tableau 5.2	Différences de consommation d'eau chez des vaches laitières de poids similaire, mais dont la production de lait varie	32
Tableau 5.3	Exemples de consommation d'eau pour différentes catégories de ruminants	34
Tableau 6.1	Estimation des besoins en eau de différentes catégories de porcs... 36	
Tableau 7.1	Coûts approximatifs annuels de traitement (2008) pour des élevages comptant respectivement 100 et 500 bovins	44
Tableau 9.1.1	Niveaux d'alcalinité des eaux souterraines de la Saskatchewan	49
Tableau 9.1.2	Niveaux de dureté des eaux souterraines de la Saskatchewan.....	50
Tableau 9.2.1	Exemples de consommation d'arsenic provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.....	53
Tableau 9.2.2	Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail à l'arsenic	56
Tableau 9.2.3	Concentration d'arsenic des eaux souterraines de la Saskatchewan.....	57
Tableau 9.3.1	Exemples de consommation de calcium provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.....	60
Tableau 9.3.2	Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au calcium	63
Tableau 9.3.3	Niveaux de calcium des eaux souterraines de la Saskatchewan	64
Tableau 9.4.1	Exemples de consommation de chlorure provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.....	66

Tableau 9.4.2	Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au chlorure	68
Tableau 9.4.3	Niveaux de chlorure des eaux souterraines de la Saskatchewan ...	69
Tableau 9.5.1	Exemples de consommation de fluorure provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique	71
Tableau 9.5.2	Recommandations du CNRC relatives aux niveaux maximums de fluor dans la nourriture et l'eau de différentes catégories de ruminants	72
Tableau 9.5.3	Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au fluorure	75
Tableau 9.5.4	Niveaux de fluorure des eaux souterraines de la Saskatchewan	76
Tableau 9.6.1	Exemples de consommation de fer provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique	78
Tableau 9.6.2	Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au fer	81
Tableau 9.6.3	Niveaux de fer des eaux souterraines de la Saskatchewan	82
Tableau 9.7.1	Exemples de consommation de plomb provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique	85
Tableau 9.7.2	Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au plomb	88
Tableau 9.7.3	Niveaux de plomb des eaux souterraines de la Saskatchewan	89
Tableau 9.8.1	Exemples de consommation de magnésium provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique	91
Tableau 9.8.2	Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au magnésium	94
Tableau 9.8.3	Concentration de magnésium dans les eaux souterraines de la Saskatchewan	94
Tableau 9.9.1	Exemples de consommation de manganèse provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique	96
Tableau 9.9.2	Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au manganèse	98
Tableau 9.9.3	Concentration de manganèse dans les eaux souterraines de la Saskatchewan	99
Tableau 9.10.1	Exemples de consommation de molybdène provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique	102
Tableau 9.10.2	Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au molybdène	107
Tableau 9.11.1	Exemples de consommation de mercure provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique	110
Tableau 9.11.2	Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au mercure	114

Tableau 9.12.1	Effet de différentes quantités de nitrates sur les bovins	116
Tableau 9.12.2	Exemples de consommation de nitrate provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique	118
Tableau 9.12.3	Concentration de nitrates dans les eaux souterraines de la Saskatchewan	123
Tableau 9.13.1	Recommandations concernant les matières dissoutes totales (salinité) dans l'eau d'abreuvement (en mg/l) pour différentes catégories d'animaux d'élevage	124
Tableau 9.13.2	Recommandations concernant l'utilisation d'eaux salines pour l'abreuvement des bovins laitiers.....	125
Tableau 9.13.3	Concentration de MDT dans les eaux souterraines de la Saskatchewan	127
Tableau 9.13.4	Niveaux de conductivité spécifiques des eaux souterraines de la Saskatchewan	127
Tableau 9.13.5	Niveaux de MDT des eaux de surface de la Saskatchewan.....	128
Tableau 9.14.1	Exemples de consommation de sélénium provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.....	129
Tableau 9.14.2	Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au sélénium	132
Tableau 9.14.3	Concentration de sélénium dans les eaux souterraines de la Saskatchewan	133
Tableau 9.15.1	Exemples de consommation de sodium provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique	135
Tableau 9.15.2	Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au sodium.....	137
Tableau 9.15.3	Niveaux de sodium des eaux souterraines de la Saskatchewan....	138
Tableau 9.15.4	Niveaux de sodium des eaux de surface de la Saskatchewan.....	138
Tableau 9.16.1	Exemples de consommation de soufre provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique	141
Tableau 9.16.2	Aliments couramment utilisés pour les ruminants et contenant une forte concentration en soufre	142
Tableau 9.16.3	Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au soufre	151
Tableau 9.16.4	Concentration de sulfates dans les eaux souterraines de la Saskatchewan	153
Tableau 9.16.5	Concentration de sulfates dans les eaux de surface de la Saskatchewan	153

FIGURES

Figure 5.1	Corrélation entre le degré d'humidité de la nourriture et la consommation d'eau	30
Figure 5.2	Exemples de modifications de la consommation d'eau liées à des hausses de température	31
Figure 9.16.1	Carence en cuivre due à la présence de soufre chez les bovins à viande	147
Figure 9.16.2	Modification de l'aspect de la laine des ovins liée à une carence en cuivre due à la présence de soufre	148
Figure 9.16.3	Quantités de cuivre nécessaires pour limiter les effets néfastes de différents niveaux de molybdène et de soufre dans l'alimentation	150

1. INTRODUCTION

1.1 Importance de la qualité de l'eau pour le bétail

L'eau est un nutriment essentiel qui intervient dans toutes les fonctions physiologiques de base de l'organisme. Cependant, il faut noter que l'eau, comparée à d'autres nutriments, est consommée en quantités beaucoup plus importantes. C'est pourquoi sa disponibilité et sa qualité sont des paramètres clés dans la santé et la productivité du bétail. Une restriction des quantités d'eau disponibles peut entraîner une chute rapide et importante de la production du bétail, et une eau d'abreuvement de mauvaise qualité est souvent un facteur participant à la baisse de la consommation. Étant donné que l'eau est consommée en grandes quantités, si elle est de mauvaise qualité, le risque que les contaminants qu'elle contient atteignent un niveau nocif s'accroît.

Les besoins et la consommation d'eau du bétail peuvent varier en fonction des espèces et des races, de l'état des animaux, de leur mode de production, et de l'environnement ou du climat dans lequel ils évoluent. Tous ces paramètres sont liés, soit directement ou indirectement, à plusieurs aspects du métabolisme et de la physiologie de l'eau. Dans ce contexte, il est nécessaire de comprendre les problèmes relatifs à la qualité de l'eau et leur lien avec la physiologie et la consommation d'eau.

1.2 Aperçu de la physiologie de l'eau

Afin de disposer en permanence d'un niveau d'eau physiologiquement équilibré, la plupart des animaux doivent boire tous les deux ou trois jours pour survivre et au moins un jour sur deux pour être productifs. Cependant, il est essentiel que les animaux très productifs disposent en permanence d'une grande quantité d'eau propre et fraîche.

Les besoins en eau dépendent de nombreux paramètres, tels que l'activité de l'animal, la température ambiante, l'humidité, la fréquence respiratoire, la consommation d'eau et de nourriture, ainsi que de plusieurs facteurs physiologiques, tels que l'âge, l'état reproducteur (par exemple sèche, gravide ou en lactation), la production de lait et de nombreuses autres variables.

1.2.1 Physiologie et consommation d'eau

Gains et pertes d'eau : les animaux pourvoient la grande majorité de leurs besoins en eau en s'abreuvent. La consommation d'aliments liquides contenant une proportion d'eau élevée, tels que le lait, les sous-produits de l'industrie laitière et sucrière, les sous-produits liquides issus des drêches de distillerie, etc., peut également couvrir une partie importante des besoins quotidiens en eau. Les animaux peuvent aussi obtenir une grande quantité d'eau en mangeant des aliments ayant une teneur élevée en eau (pâturages riches par exemple). L'eau métabolique se forme par l'oxydation de différents composants alimentaires (bien que l'alimentation elle-même puisse parfois être limitée). Enfin, de faibles quantités d'eau peuvent être absorbées par la peau.

Introduction

Renouvellement de l'eau et pool hydrique : les pertes d'eau se font principalement *via* les fèces et l'urine, la respiration (poumons) et la transpiration. Il y a une forte corrélation entre le taux métabolique et le renouvellement de l'eau corporelle. Le renouvellement de l'eau peut être mis en relation avec le pool hydrique plutôt qu'avec le poids vif. Pour des raisons pratiques, on estime que le pool hydrique du corps représente 70 % du poids vif.

Le taux métabolique et le renouvellement de l'eau sont plus élevés chez les animaux jeunes et très productifs, et moins importants chez les animaux plus vieux ou moins productifs. Cependant, le renouvellement de l'eau peut varier de manière significative selon les caractéristiques physiologiques spécifiques à chaque espèce. Par exemple, la consommation d'eau des moutons et des chèvres est moins importante que celle des bovins : dans un environnement similaire, elle représente seulement 50 à 60 % par rapport aux bovins.

Ce sont les animaux très productifs et en période de lactation qui ont le fonctionnement métabolique et physiologique le plus important. En effet, les efforts de synthèse provoquent une augmentation des taux de consommation d'énergie et d'eau de 40 à 60 %.

1.2.2 Problèmes de qualité de l'eau et habitudes d'abreuvement

L'abreuvement est un élément vital des activités quotidiennes du bétail, notamment en été. À choisir, les bovins préfèrent boire de l'eau tiède plutôt que très chaude ou très froide, mais, de manière générale, la température de l'eau d'abreuvement n'a qu'un effet minime sur les habitudes d'abreuvement et le rendement des animaux. D'après les observations du comportement du bétail dans les champs, les bovins ayant accès à de l'eau fraîche consomment plus de fourrage.

1.2.3 L'eau comme moyen de lutter contre l'élévation de la température corporelle

Le métabolisme de l'eau est essentiel au maintien de la température corporelle. Les ruminants tels que les moutons, les brebis et les bovins dissipent leur chaleur interne et absorbée grâce à l'évaporation de l'eau corporelle. L'utilisation économique de l'eau est souhaitable pour le bétail dans les régions arides ou semi-arides, mais d'autres facteurs, tels que la consommation de nourriture ou le taux de croissance, peuvent également s'avérer importants. On constate une augmentation de la consommation d'eau chez les animaux exposés à la chaleur.

1.2.4 Qualité de l'eau

Parmi les principales propriétés devant être prises en compte lors de l'évaluation de la qualité de l'eau destinée au bétail, on trouve :

- les caractéristiques sensorielles (organoleptiques) telles que l'odeur et le goût;
- les propriétés physicochimiques (pH, matières dissoutes totales, dureté);
- la composition chimique
 - les composés toxiques (métaux lourds, pesticides, herbicides, hydrocarbures, etc.);
 - l'excès de minéraux ou de composés tels que les nitrates et les sulfates de sodium;
 - les contaminants biologiques (bactéries, algues, virus).

La plupart du temps, les problèmes de qualité de l'eau qui touchent la production de bétail se caractérisent par de fortes concentrations de minéraux, de sulfates, de nitrates ou de nitrites, une contamination par les bactéries, une prolifération importante des algues bleu-vert et une contamination chimique liée aux activités agricoles et industrielles.

Étant donné que les effets indésirables des contaminants de l'eau sur le bétail sont directement liés aux quantités consommées, c'est souvent par temps chaud que l'on observe les répercussions les plus importantes, puisque les animaux consomment d'importantes quantités d'eau, notamment lorsqu'ils se nourrissent d'aliments peu humides.

On considère généralement que l'eau de rivière est plus saine que l'eau de bassins ou de puits : en effet, les processus de décontamination biologique naturels se font plus facilement dans une grande quantité d'eau libre. Les nitrates peuvent se développer dans l'eau des puits par l'infiltration de fumier par le sol et le long des parois des puits mal conçus. Cependant, des niveaux élevés de nitrates dans l'eau peuvent provenir d'autres sources d'azote, comme les engrais de cultures. Les niveaux de nitrates peuvent varier considérablement dans les eaux de surface, mais ils sont généralement plus élevés après des périodes humides et plus faibles lors des périodes les plus sèches de l'année.

La qualité de l'eau peut avoir des répercussions importantes sur la production et la santé d'un animal, c'est pourquoi l'eau destinée au bétail doit faire l'objet d'analyses régulières.

Échantillonnage et analyse de l'eau : afin d'éviter les problèmes pouvant être entraînés par une eau de mauvaise qualité, il est nécessaire d'analyser régulièrement l'eau d'abreuvement du bétail. Les éventuels problèmes de contamination de l'eau peuvent se produire à la source (facteurs inhérents) ou au niveau du dispositif de distribution (facteurs acquis). Il peut parfois être nécessaire d'identifier les causes de la

Introduction

contamination. Dans ce cas, pour effectuer l'analyse, il faut prélever des échantillons d'eau représentatifs de la source et de l'abreuvoir ou de l'appareil de distribution d'eau.

Il faut souligner que la qualité de l'eau peut varier au fil du temps, c'est pourquoi il ne faut pas se fier aux analyses antérieures. L'eau doit être analysée régulièrement, de préférence tous les ans, ou au moins tous les deux ans dans des conditions normales. En revanche, en cas de situation inhabituelle (modification de l'odeur, de la clarté ou du goût de l'eau, changements constatés dans les habitudes d'alimentation et d'abreuvement des animaux, baisse du rendement, problèmes de santé), une analyse de l'eau doit systématiquement être effectuée.

Les analyses doivent être réalisées par des laboratoires accrédités. Les producteurs peuvent demander conseil à leur vétérinaire ou à leur spécialiste de l'élevage pour choisir un laboratoire. L'étendue des objectifs analytiques pour les différents contaminants de l'eau peut varier en fonction de l'emplacement du point d'eau ou de certaines circonstances. Bien que ce guide fournisse des renseignements et des outils de base permettant d'identifier les besoins relatifs à la qualité de l'eau, nous recommandons aux producteurs de se faire aider en cas de situation plus complexe, afin de sélectionner des tests plus spécifiques et d'interpréter les résultats.

Le tableau 1.1 présente un exemple de résultats d'analyse de la qualité d'une eau destinée au bétail dans les conditions les plus habituelles qui soient.

Tableau 1.1 Exemple de résultats d'une analyse de la qualité de l'eau, présentant les paramètres d'analyse et leur concentration.

Détails/paramètres sur les échantillons	Résultat	Qualificateur	Limite de détection	Unités	Extrait	Analysé
L111346-1 EAU DE PUIITS						
Date de l'échantillonnage :						
Matrice : EAU						
Analyse de base pour le bétail						
Fer (Fe) - extractible	10.1		0.005	mg/l	23 MAI 2003	23 MAI 2003
Chlorure (Cl)	7		1	mg/l	26 MAI 2003	26 MAI 2003
Nitrate	<1		1	mg/l	29 MAI 2003	29 MAI 2003
pH et conductivité						
MDT (calculées à partir de la EC)	1660		1	mg/l	23 MAI 2003	23 MAI 2003
pH	7.2		0.1	pH	23 MAI 2003	23 MAI 2003
Conductivité (EC)	2600		0.2	uS/cm	23 MAI 2003	23 MAI 2003
Cations et dureté ICP						
Calcium (Ca)	357		1	mg/l	26 MAI 2003	26 MAI 2003
Potassium (K)	12		1	mg/l	26 MAI 2003	26 MAI 2003
Magnésium (Mg)	180		1	mg/l	26 MAI 2003	26 MAI 2003
Sodium (Na)	79		1	mg/l	26 MAI 2003	26 MAI 2003
Sulfate (SO ₄)	1190		0.5	mg/l	26 MAI 2003	26 MAI 2003
RAS	0.9		0.1	RAS	26 MAI 2003	26 MAI 2003
Dureté (exprimée en quantité équivalente de CaCO ₃)	1630		1	mg/l	26 MAI 2003	26 MAI 2003

1.3 Compréhension des problèmes liés à la qualité de l'eau

Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux (par l'entremise du Conseil canadien des ministres de l'Environnement [CCME]) ont élaboré des *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Il s'agit d'un ensemble de recommandations fixant des limites (non obligatoires) pour différents paramètres ayant un impact sur la qualité de l'eau destinée aux humains, à l'irrigation, aux loisirs et au bétail.

Concernant le bétail, on trouve une multitude de renseignements sur les exigences en matière de qualité de l'eau, mais très peu de solutions concrètes sont proposées pour résoudre les problèmes rencontrés. Par exemple, selon les Recommandations canadiennes, seule une eau d'un niveau de qualité très élevé devrait être mise à disposition du bétail. En réalité, il est souvent matériellement impossible d'atteindre les recommandations et objectifs officiels, car les quantités disponibles d'eau de grande qualité ne sont pas suffisantes.

Introduction

Il va encore falloir patienter plusieurs années avant qu'une technologie qui permet de purifier l'eau à l'échelle de l'industrie de la production de bétail et qui est économiquement acceptable soit mise en place. Dans la situation actuelle, il faut donc se concentrer principalement sur l'élaboration de stratégies qui permettent de gérer les problèmes existants.

Il est essentiel d'être en mesure d'identifier les contaminants de l'eau pour pouvoir gérer les problèmes qui y sont associés. Du point de vue des spécialistes de la qualité de l'eau ou des vétérinaires, il ne fait aucun doute qu'il faut disposer de connaissances spécifiques permettant de reconnaître les différents problèmes liés aux contaminants de l'eau, afin de pouvoir identifier rapidement les problèmes et de gérer efficacement les effets indésirables. Cependant, les producteurs de bétail devraient également disposer des connaissances de base concernant les effets indésirables liés aux contaminants de l'eau.

1.4 Gestion des problèmes de qualité de l'eau

Si l'eau destinée au bétail contient des contaminants, il est recommandé de la traiter. Cependant, si ce traitement s'avère difficile à mettre en place, il faut adopter une approche locale et étudier de manière approfondie tous les autres facteurs qui entrent en jeu (alimentation, environnement, etc.).

En effet, il est possible de limiter les effets dus à la consommation d'un grand nombre d'éléments se trouvant en quantités excessives dans l'eau en jouant sur la composition des rations. C'est pourquoi il est important de comprendre de manière approfondie quels sont les problèmes régionaux relatifs à la qualité de l'eau destinée au bétail.

Les problèmes liés à la contamination de l'eau du bétail doivent être détectés le plus tôt possible, notamment avant que les premiers signes d'effets indésirables pour la santé n'apparaissent. Les producteurs et les spécialistes de l'eau devraient recevoir une formation sur la manière de déceler les effets indésirables imperceptibles pouvant se produire sur le taux de croissance, l'indice de transformation, la réussite de reproduction, la production laitière et la qualité des produits.

Il est essentiel de prendre en compte l'importance des effets des contaminants de l'eau sur des facteurs tels que le mode de production ou l'état nutritionnel et physiologique des animaux. Afin de comprendre et d'identifier des problèmes imperceptibles dus à la qualité de l'eau, il est important de comprendre comment les contaminants de l'eau ont un effet sur les paramètres physiologiques et biochimiques.

Les recommandations actuelles concernant la qualité de l'eau fournissent des indications quant aux valeurs limites acceptables conseillées pour chaque contaminant. Il est cependant important de souligner qu'au regard des connaissances actuelles, les effets des contaminants pris individuellement ne constituent pas des problèmes à eux seuls. Ils doivent plutôt être considérés dans un contexte d'interactions complexes avec d'autres variables liées à l'alimentation et à l'environnement. Il est particulièrement important d'insister sur l'analyse des éventuelles répercussions liées aux points suivants :

- effets cumulatifs;
- effets additifs;
- effets synergiques.

De plus, il faut souligner que le risque d'effets indésirables associés à un contaminant en particulier ne doit pas être écarté uniquement parce que ce dernier se trouve dans l'eau en quantités considérées comme sûres. En effet, si en plus d'être présent dans l'eau, un composant se trouve aussi dans l'alimentation du bétail, il est possible que les quantités totales de ce contaminant dépassent le seuil acceptable et entraînent des problèmes métaboliques, voire toxiques, chez les animaux.

Afin de résoudre les nombreux problèmes pouvant être liés à la présence de différents contaminants dans l'eau, l'approche actuelle de la gestion des problèmes de qualité de l'eau destinée au bétail doit prendre en compte les effets directs des contaminants, ainsi que leurs interactions avec d'autres composants alimentaires.

1.4.1 Importance de la consommation d'eau : la consommation d'eau doit être prise en compte lors de l'évaluation de l'impact des contaminants de l'eau. Concernant la gestion des problèmes de qualité, il paraît évident que lorsque la consommation d'eau augmente, la consommation des contaminants présents s'accroît dans les mêmes proportions. L'impact de la consommation d'eau est pourtant souvent sous-estimé dans de nombreuses publications connues. Par conséquent, il convient de noter que la consommation quotidienne d'eau varie largement en fonction de la catégorie de bétail, de l'activité des animaux et de la température ambiante, et est grandement influencée par des variables physiologiques, notamment : 1) paramètres de production, 2) stade de développement, 3) âge, 4) état physiologique, 5) état nutritionnel. Il faut souligner que ces variables revêtent une importance considérable à l'heure de prévoir quels vont être les effets négatifs.

Introduction

1.5 Effets de la qualité de l'eau sur l'alimentation et la consommation d'eau

Plusieurs paramètres qualitatifs, tels que le pH, la salinité, l'odeur, le goût, etc., peuvent avoir un impact sur la saveur de l'eau. Les contaminants contenus dans l'eau peuvent nuire à la consommation d'eau et de nourriture, mais les réactions peuvent varier selon les fonctions métaboliques spécifiques de chaque animal.

Par exemple, des niveaux élevés de sulfates dans l'eau entraînent une baisse importante de la consommation d'eau des bovins (Weeth et Hunter, 1971; Grout et coll., 2006). À l'inverse, en faisant passer les quantités de MDT contenues dans l'eau de 4 400 à 440 mg/l environ, on constate une hausse de la consommation d'eau et de nourriture (Challis et coll., 1987). Une baisse de la consommation de nourriture du bétail due à une eau de mauvaise qualité peut avoir un impact négatif sur le rendement (Weeth et Capps, 1972; Loneragan et coll., 2001). De plus, les caractéristiques spécifiques du métabolisme du soufre peuvent avoir de nombreux effets métaboliques chez les ruminants, dus à des niveaux élevés de sulfates dans l'eau d'abreuvement (pour plus de détails, consultez la partie sur le soufre).

En revanche, pour les animaux qui ne métabolisent pas les contaminants de l'eau tels que les sulfates, les réponses peuvent être complètement différentes. Par exemple, chez les porcelets sevrés abreuvés avec de l'eau fortement concentrée en MDT et en sulfates, on constate une augmentation réelle de la consommation d'eau (Maenz et coll., 1994), et on n'observe aucun effet métabolique manifeste.

Les chevaux sont plus sensibles à certains aspects spécifiques de la qualité de l'eau. Bien que le risque d'effets directs sur la santé liés à la présence de contaminants dans l'eau soit relativement faible, la qualité de l'eau peut avoir un impact considérable sur la saveur de l'eau, et la consommation d'eau des chevaux peut diminuer de manière importante lorsque cette dernière n'a pas bon goût. Une consommation d'eau inappropriée peut augmenter le risque de problèmes intestinaux et de coliques. De plus, la déshydratation est nuisible à la santé des chevaux, et un manque d'eau peut entraîner la mort.

1.6 Recommandations concernant la qualité de l'eau

Les recommandations concernant la qualité de l'eau ont pour objectif d'aider à évaluer si une eau peut être utilisée sans danger pour des usages donnés. En 1987, le Conseil canadien des ministres de l'Environnement a formulé des recommandations approfondies pour le bétail (CCME, 1987), en se basant sur les lignes directrices existantes dans d'autres pays et dans les différentes provinces du Canada. De nombreuses recommandations concernant le bétail ont été révisées avec les données scientifiques recueillies au fil du temps. La dernière révision date de 2005.

Les recommandations existantes du CCME sur la qualité de l'eau concernent uniquement la protection des animaux et ne traitent pas du problème de l'accumulation potentielle de contaminants pouvant être transmis aux consommateurs *via* le lait ou la viande. L'accumulation de contaminants provenant d'autres sources que l'eau, telles

que l'alimentation, est parfois prise en compte, souvent en ajoutant un facteur de sécurité d'environ cinq fois. Les recommandations concernant la qualité de l'eau d'abreuvement du bétail prennent en compte les différences de sensibilité selon les espèces et les étapes de développement en se basant sur les espèces les plus fragiles au moment de leur vie où elles sont le plus vulnérables (afin de garantir la santé des animaux). Un facteur d'incertitude est souvent appliqué en fonction de la qualité et de l'étendue des données. Il est rarement question des aspects antagonistes ou synergiques entre différents contaminants, car la prise en compte de ces paramètres compliquerait un mécanisme d'élaboration de recommandations déjà complexe et difficile. En résumé, les effets synergiques de plusieurs contaminants dans l'eau, la nourriture et l'environnement ne sont pas encore bien compris. Pour plus de renseignements sur l'élaboration des recommandations du CCME concernant la qualité de l'eau pour le bétail, reportez-vous aux « Protocoles d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger les utilisations de l'eau à des fins agricoles (irrigation et abreuvement du bétail) » publiés dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement, 1999 (http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqg_ag_protocol_fr.pdf).

Afin d'avoir une bonne approche des recommandations pour la qualité de l'eau d'abreuvement du bétail, il faut comprendre la difficulté que représente la définition d'une seule valeur pour chaque contaminant et prendre en compte les facteurs applicables à chaque situation spécifique. Par exemple, en supposant que la plupart des recommandations soient assez prudentes, un bœuf d'âge adulte, dans un environnement frais et avec une alimentation à haute teneur en eau, supportera certainement une eau ayant une concentration en sulfates beaucoup plus élevée que ce qui est indiqué dans les recommandations. En revanche, s'il s'agit d'un jeune veau broutant de l'herbe sèche par temps très chaud, il se peut que les recommandations du CCME relatives aux contaminants comme les sulfates ou les nitrates dépassent les seuils de tolérance, surtout si les apports de soufre et de nitrates contenus dans la nourriture sont déjà légèrement élevés (pour plus de détails, reportez-vous aux parties sur les sulfates et les nitrates).

L'objectif de ces recommandations est de garantir le seuil de concentration de contaminants au-dessous duquel il n'y a aucun effet significatif sur la santé ou la production. Si les données sont insuffisantes ou manquantes, les recommandations se basent sur les protocoles utilisés pour l'évaluation des normes sur l'eau de boisson destinée à la consommation humaine. L'application de ces protocoles pour obtenir des résultats pour les recommandations sur la qualité de l'eau pour le bétail aboutit à des valeurs extrêmement prudentes.

De nombreuses provinces suivent les recommandations fédérales sur l'eau d'abreuvement du bétail, et dans certains cas, ces recommandations sont utilisées pour approuver la mise en place d'exploitations d'élevage intensif. Bien que de nombreux points ne soient pas encore totalement compris concernant les répercussions de la

Introduction

qualité de l'eau sur la santé des animaux et sur la qualité des produits (viande, produits laitiers), la qualité de l'eau est manifestement un facteur déterminant dans la production de bétail et ne doit pas être considérée comme acquise. À l'inverse, des recommandations trop prudentes pourraient avoir un impact sur le coût de la production et avoir des répercussions négatives inutiles sur le secteur. Les gouvernements provinciaux doivent être prudents lorsqu'ils utilisent les recommandations du CCME comme un règlement, puisque la concentration acceptable d'un contaminant dépend vraiment des circonstances. L'état des connaissances allant en s'améliorant, les organismes de contrôle et les acteurs du secteur de l'élevage seront en mesure de prendre des décisions plus éclairées en ce qui concerne les niveaux de contamination acceptables pour différentes applications spécifiques.

Les décisions visant à améliorer les sources d'eau de mauvaise qualité utilisées pour l'abreuvement du bétail à l'aide d'appareils ou de procédures de traitement des eaux devraient être fondées sur des paramètres économiques, ainsi que sur une meilleure compréhension des facteurs liés à l'eau et sur la manière dont ces derniers influencent la santé des animaux, leur production et la qualité des produits. Une telle approche permettra de prendre des décisions de manière plus éclairée, de maintenir les populations animales en meilleure santé, de réduire les risques de gestion dans la production de bétail et d'augmenter les possibilités de vente grâce à des produits alimentaires sûrs et sains.

Ce document fournit des renseignements supplémentaires visant à améliorer la compréhension de facteurs pouvant jouer un rôle dans l'évaluation des valeurs indiquées dans les recommandations sur l'eau d'abreuvement du bétail dans des situations particulières. Il est prévu que les recommandations du CCME soient affinées au fur et à mesure que la quantité de données scientifiques disponibles augmente.

Le tableau suivant résume les recommandations du CCME pour 2005 pour les substances autres que les pesticides.

Tableau 1.2 Recommandations du CCME (2005) pour le bétail, pour une sélection de constituants (pour consulter le tableau complet, reportez-vous à l'annexe A)

Contaminant de l'eau *	Recommandation du CCME (mg/l)	Date d'introduction ou de révision
Arsenic	0,025	1997
Cadmium	0,08	1996
Calcium	1000	1987
Cyanobactéries	Éviter les proliférations importantes	1987
Chlorure	Nul	
Chrome	0,05	1997
Cobalt	1,0	1987
Bactéries coliformes fécales**	Nul	
Bactéries coliformes totales**	Nul	
Couleur***	Énoncé circonstancié	1999
Cuivre	0,5 à 5	1987
Cyanure	Nul	
Fluorure	1 à 2	1987
Dureté	Nul	
Sulfure d'hydrogène	Nul	
Fer	Nul	
Plomb	0,1	1987
Magnésium	Nul	
Manganèse	Nul	
Mercure	0,003	1987
Molybdène	0,5	1987
Nickel	1,0	1987
Nitrate + nitrite	100	1987
Azote des nitrates	23	1987
Nitrite	10	1987
Azote sous forme de nitrite	3,0	1987
Potassium	Nul	
Sélénium	0,05	1987
Argent	Nul	
Sodium	Nul	
Sulfate	1000	1987
MDT	3000	1987
Uranium	0,2	1987
Vanadium	0,1	1987
Zinc	50	1987

Source : Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles (CCME) – Tableau sommaire, mis à jour en octobre 2005

* Le CCME dispose de fiches de renseignements pour l'arsenic, le cadmium, le chrome et la couleur. Consultez les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles – Arsenic, 1999; Cadmium, 1999; Chrome, 1999; Couleur, 1999

(<http://documents.ccme.ca/?lang=fr>)

** Dans les recommandations du CCME de 1987, il est conseillé de n'utiliser que de l'eau de très haute qualité dans les exploitations d'élevage intensif***. L'énoncé circonstancié propose une recommandation similaire à celle des humains, soit un objectif esthétique de 15 coliformes. Pour plus de renseignements, consultez les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles – Couleur, 1999 (<http://ceqq-rcqe.ccme.ca/download/fr/26/>).

2. CONTAMINANTS MICROBIOLOGIQUES

2.1 Cyanobactéries

Les toxines naturelles provenant des cyanobactéries (algues bleu-vert) constituent un problème majeur pour la qualité de l'eau d'abreuvement du bétail. Les espèces toxigènes se répartissent dans au moins 18 genres. Les cyanobactéries sont connues pour produire des substances biologiques très toxiques, telles que des hépatotoxines, des cytotoxines, des neurotoxines et des toxines pouvant provoquer des dérangements gastro-intestinaux.

Les cyanobactéries peuvent se développer dans les eaux de surface des lacs et des rivières d'eau douce tout au long de l'année. Néanmoins, elles sont particulièrement nombreuses pendant les mois d'été, lorsqu'elles peuvent proliférer, et constituent alors une menace pour le bétail. Depuis quelques années, on a observé un nombre croissant de cas de proliférations de cyanobactéries. On pense que cette prolifération des algues bleu-vert pourrait s'expliquer, entre autres raisons, par une augmentation de la charge en nutriments, tels que l'azote et le phosphore, dans l'eau (Chambers et coll., 1997).

La présence de cyanobactéries dans les sources d'eau potable constitue un problème sanitaire important, tant chez les êtres humains que chez les animaux (Chorus, 2001). En effet, plusieurs animaux d'élevage sont morts à cause de toxines cyanobactériennes (Puschner et coll., 1998). Ce problème est présent dans tout le Canada, mais il est particulièrement important dans les Prairies, où de nombreux animaux d'élevage sont morts par empoisonnement par des cyanobactéries (Manitoba Environment, 1998).

En Saskatchewan, de nombreux bovins meurent chaque année suite à l'ingestion d'une eau contenant des toxines.

Selon Peterson (2000), il est très probable que de nombreux cas de décès d'animaux d'élevage ne soient pas signalés, en raison d'un manque d'expertise pour déceler précisément un empoisonnement par des cyanobactéries.

Les cyanobactéries se développent plus facilement dans les eaux stagnantes ou dans celles à faible courant. Les algues bleu-vert se développent en grande quantité le plus souvent pendant l'été et l'automne, dans les eaux peu profondes, calmes et riches en nutriments organiques. Les plans d'eau protégés du vent et ceux dépourvus d'aération constituent un terrain propice à la prolifération des cyanobactéries. Les principaux agents toxiques sont les microcystines et une hépatotoxine alcaloïde. Plusieurs autres variétés d'algues contiennent cependant différentes toxines.

Une croissance élevée de cyanobactéries ne signifie pas forcément que le niveau de toxines est important. On ne sait pas précisément ce qui déclenche la production de toxines chez les cyanobactéries. Si la cyanobactérie n'appartient pas à l'espèce des *Microcystis*, il est peu probable qu'elle atteigne des niveaux de toxicité élevés.

Il est difficile d'identifier les cyanobactéries, en particulier les *Microcystis*. Il est possible pour un expert d'identifier les différentes espèces au microscope; en revanche, sur le terrain, on peut seulement déterminer si l'efflorescence algale est filamenteuse ou planctonique. Contrairement aux algues filamenteuses qui peuvent facilement être retirées de l'eau à la main, les algues ou cyanobactéries planctoniques sont unicellulaires et glissent entre les doigts. Les cyanobactéries filamenteuses ne produisent jamais de toxines. Certains laboratoires sont en mesure de déterminer les différentes espèces d'algues et le laboratoire provincial de la Saskatchewan a fourni un test permettant de détecter la microcystine-LR en 2008. Pour plus de renseignements, consultez la publication intitulée « *Les algues, les cyanobactéries et la qualité de l'eau* », disponible à partir de la Division de la qualité de l'eau de l'ARAP.

Les tests toxicologiques sur les cyanotoxines montrent clairement que ces dernières ont des effets nocifs sur la santé. Il existe de nombreuses données sur la toxicité aiguë des cyanotoxines par rapport au bétail, mais on ne sait pas encore précisément quels sont les niveaux de toxines provoquant des problèmes subcliniques chez les animaux d'élevage. Seuls quelques essais toxicologiques ont eu pour objectif de déterminer jusqu'à quels niveaux la consommation de cellules ou de toxines cyanobactériennes reste sans danger pour les animaux d'élevage. De plus, les recherches sont fractionnées et les résultats ne permettent pas de tirer de conclusions valables. Le tableau 2.1 fournit des recommandations extrapolées à partir des effets toxiques connus avec une concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO).

Tableau 2.1 Recommandations pour les niveaux de tolérance calculés (concentration sans effet observé) de microcystine-LR (toxicité équivalente) et nombre de cellules de *Microcystis aeruginosa*.

Catégorie de bétail	Poids vif (kg)	Consommation d'eau maximale (l/jour)	Niveau de toxicité total calculé (µg/l)	Quantités de cellules équivalentes (cellules/ml)
Bovins	800	85	4,2	21000
Ovins	100	11.5	3,9	19500
Porcs	110	15	16,3	81500
Poulets	2,8	0.4	3,1	15500
Chevaux	600	70	2,3	11500

Tiré de ANZECC, 2000.

Si l'on considère que les cyanotoxines peuvent provoquer de graves problèmes au niveau du foie, il est fort probable que même les effets subcliniques aient des conséquences toxicologiques. En effet, s'il y a atteinte hépatique, même à un niveau subclinique, il se peut que les effets indésirables d'autres contaminants d'origine hydrique soient exacerbés, car le foie est le principal organe assurant la détoxification de toutes les toxines ingérées.

Contaminants microbiologiques

On a encore peu de connaissances sur les effets indésirables potentiels liés à des expositions à de faibles doses de cyanotoxines à long terme. Ce problème n'est pourtant pas anodin, car les cyanotoxines contenues dans l'eau peuvent perdurer longtemps après la disparition de la bactérie, notamment lorsque les cyanobactéries sont supprimées à l'aide d'algicides.

Mesures à prendre : il est recommandé de ne pas utiliser une eau contaminée par des cyanobactéries jusqu'à ce que son niveau de toxines soit connu ou jusqu'à ce qu'elle soit traitée et que les toxines se soient dissipées.

Pour réduire le risque de toxicité, il est plus rentable de prévenir la prolifération de cyanobactéries que d'avoir recours au processus habituel de traitement de l'eau. Pour diminuer les risques liés à la prolifération de cyanobactéries, l'objectif premier devrait être de réduire le potentiel de croissance de ces dernières en faisant baisser les quantités de nutriments disponibles (Downing et coll., 2001).

On a souvent recours aux algicides chimiques pour contrer cette prolifération. Dans certains ouvrages de référence, il est expliqué qu'en ajoutant du sulfate de cuivre à l'eau du bassin, pour une concentration allant jusqu'à 1 ppm (1 mg/l), on peut combattre les proliférations d'algues, mais cela aura peut-être des effets néfastes sur d'autres espèces de la vie aquatique. L'ARAP préconise un dosage plus faible, de 0,06 à 0,25 mg/l, en fonction de la surface du plan d'eau. Il est plus efficace de procéder au traitement au début de la prolifération en utilisant de faibles doses qu'à un stade plus avancé, car cela permet le développement du zooplancton, qui participe à la régulation des quantités d'algues et de cyanobactéries.

Il convient de rappeler que des toxines peuvent être libérées soudainement lorsque les cyanobactéries meurent. Le risque de toxicité ne disparaît donc pas de manière flagrante lors d'un traitement par algicides chimiques et le risque d'exposition à des toxines peut en fait augmenter si le traitement a lieu au mauvais moment.

Pour plus de renseignements sur le traitement chimique de l'eau, reportez-vous à la publication intitulée « Le traitement au cuivre des étangs-réservoirs », disponible dans la section sur la qualité de l'eau du site d'AAC.

2.2 Agents pathogènes : bactéries, protozoaires et virus

De nombreux agents pathogènes microbiens peuvent être transmis au bétail *via* des sources d'eau potable contaminées suite à la combinaison de plusieurs facteurs. Le risque de contamination est plus élevé dans les eaux de surface (réservoirs de retenue, lacs, étangs-réservoirs, etc.) directement accessibles aux animaux, ou dans lesquelles s'écoulent ou sont déversés les déchets des exploitations d'élevage intensif ou d'origine humaine.

Jusqu'à peu, l'impact de la contamination des eaux souterraines par les agents pathogènes, notamment en ce qui concerne les puits profonds, était considéré comme relativement minime. Cependant, au cours des dernières années, les activités agricoles nécessitant la mise en place de grandes exploitations d'élevage intensif ont généré des conditions environnementales localisées, faisant alors de la possibilité de contamination biologique des eaux souterraines un problème majeur. En particulier, les réserves de nappes phréatiques peu profondes des sols sableux comportent un risque élevé de contamination. Les puits non étanches ou mal situés sont également à l'origine de la contamination de nombreux aquifères.

Parmi les agents pathogènes les plus néfastes présents dans les points d'approvisionnement en eau pour le bétail, on trouve des entérobactéries comme *E. coli*, *Salmonella* et *Campylobacter jejuni*. *Leptospira*, *Burkholderia* (*Pseudomonas*) *pseudomallei* et *Clostridium botulinum* sont également à l'origine d'autres maladies bactériennes connues pour toucher le bétail et pouvant être transmises aux points d'approvisionnement en eau.

L'approvisionnement en eau a joué un rôle dans certaines infections, comme la maladie de Newcastle et la bursite infectieuse chez les volailles (CCME, 1987). De nombreuses conditions pathogènes graves chez les animaux d'élevage dues à des bactéries ou à des virus peuvent donc être transmises par des sources d'eau contaminée.

Il est intéressant de souligner qu'une des causes principales (et certainement la plus probable) de contamination biologique des sources d'eau est la production animale elle-même. Ainsi, dans le cas d'une exploitation d'élevage intensif, le risque de contamination des sources d'eau par des déchets d'origine animale peut être très élevé. Pour évaluer la qualité de l'eau et son taux de contamination microbienne due à des agents pathogènes d'origine animale, on peut notamment mesurer le nombre de bactéries ayant vraisemblablement été introduites *via* des déchets d'origine animale. Pour cela, on utilise le plus souvent des indices comme celui indiquant les quantités de bactéries coliformes ou *E. coli* dans l'eau, car on trouve couramment ces types de micro-organismes dans les fèces des animaux. Un nombre trop important de ces bactéries dans l'eau de boisson indique une mauvaise hygiène.

La détection d'*E. coli* dans l'eau de boisson destinée à la consommation humaine entraîne généralement des mesures administratives immédiates. En revanche, concernant le bétail, aucune valeur de tolérance précise n'a été déterminée. La plupart des provinces ou territoires recommandent généralement aux éleveurs de s'assurer que l'eau de boisson destinée au bétail contient moins de 100 coliformes/100 ml.

Contaminants microbiologiques

Le tableau suivant résume les quantités de bactéries coliformes et *E.coli* détectées dans les eaux souterraines de la Saskatchewan.

Tableau 2.2 Quantités totales de bactéries coliformes et *E.coli* dans les eaux souterraines de la Saskatchewan.

Quantités de bactéries (UFC /100 ml)	Bactéries coliformes		Bactéries <i>E.coli</i>	
	Nombre d'échantillons	Pourcentage du total	Nombre d'échantillons	Pourcentage du total
≤1	2164	74.7	321	99.1
1 à 10	278	9.6	2	0.6
10 à 100	271	9.3	1	0.3
>100	185	6.4	0	0.0

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

UFC – Unités formant des colonies

Comme le montre le tableau ci-dessus, les niveaux de bactéries dans les eaux souterraines semblent généralement bas; cependant, ces données doivent être interprétées avec prudence. En effet, une faible quantité de bactéries au niveau de la source ne signifie pas que l'eau est saine. Des études récentes ont montré que la contamination bactérienne de l'eau de boisson peut également se produire au point d'abreuvement, et que cela peut poser problème (Van Donkersgoed et coll., 2001; Sargeant et coll., 2004).

Les quantités de bactéries présentes dans les eaux de surface sont fonction du nombre d'animaux d'élevage et sauvages évoluant à proximité de l'étang-réservoir et de la source d'eau. Dans les étangs-réservoirs situés en zones rurales non contaminées, les quantités d'*E.coli* sont généralement comprises entre 20 et 100/100 ml; ce sont alors les animaux sauvages qui sont principalement à l'origine de cette contamination. En cas d'abreuvement direct du bétail, ces quantités peuvent aller jusqu'à plus de 10 000/100 ml dans des situations extrêmes.

Le risque de contamination par l'*E. coli* O157, un agent pathogène spécifique, doit faire l'objet d'une attention particulière. Ces bactéries ont été détectées dans des sources d'eau destinées au bétail, notamment dans les étangs, les eaux libres (comme les ruisseaux) et les réservoirs d'eau (Faith et coll., 1996; Hancock et coll., 1998; Shere et coll., 1998; Van Donkersgoed et coll., 2001; Renter et coll., 2003).

2.2.1 Risques liés à la bactérie *E. coli* O157

Les bactéries *E. coli* O157:H7 et les variantes non mobiles *E. coli* O157:H-, généralement appelées *E. coli* O157, sont maintenant considérées comme un important problème de santé publique dans le monde entier. Dans le contexte de la question de la

qualité de l'eau destinée au bétail, ces bactéries devraient être considérées comme un risque potentiel en raison de leur capacité à survivre et à se multiplier dans l'eau (Armstrong et coll., 1996; Coia, 1998; Wang et Doyle, 1998).

Ces bactéries sont surtout présentes chez les bovins et elles se transmettent à l'humain principalement par l'eau contaminée par les fèces des animaux et par le contact direct ou indirect avec des bovins sur pied. Les bovins porteurs de la bactérie *E. coli* O157 ne présentent aucun symptôme; en revanche, chez les humains, cet agent pathogène est à l'origine de maladies graves et entraîne souvent la mort. Le risque pour le grand public lié aux sources d'eau contaminée est très élevé (exemple du cas de Walkerton (Ontario)).

Il convient de noter que les agents pathogènes *E. coli* O157 peuvent facilement se répandre parmi les troupeaux, par le biais des sources d'eau contaminée (Shere et coll., 1998) et que la bactérie peut persister à long terme dans l'eau d'abreuvement, cette dernière pouvant alors constituer une source d'exposition tenace pour les bovins (Lejeune et coll., 2001).

Bien que les bovins porteurs d'*E. coli* O157 ne soient pas touchés, ces bactéries sont des agents pathogènes importants pour l'humain. Le risque de contamination croisée entre les produits (lait, viande) peut être accru par la simple présence de ces bactéries dans les sources d'eau, et une telle contamination peut avoir des conséquences importantes sur la confiance des consommateurs. C'est pourquoi les programmes dont le but est d'améliorer la qualité de l'eau devraient constituer un élément de contrôle clé dans les stratégies visant à réduire les quantités d'agents pathogènes des exploitations agricoles.

Au niveau des troupeaux, la bactérie *E. coli* O157 est omniprésente à la fois dans les élevages de bovins laitiers et à viande (Faith et coll., 1996; Hancock et coll., 1998; Shere et coll., 1998; Van Donkersgoed et coll., 2001; Renter et coll., 2003). Dans le contexte plus spécifique des parcs d'engraissement, la contamination de l'eau d'abreuvement par les bactéries *E. coli* O157 semble être un problème extrêmement répandu.

VanDonkersgoed et coll. (2001) ont signalé la présence de ces bactéries dans 12 % des réservoirs d'eau dans des enclos contenant des bovins destinés à l'abattage. Une étude plus récente (Sargeant et coll., 2004) a montré que dans 60 % des parcs d'engraissement, au moins un des réservoirs d'eau contient des bactéries *E. coli* O157.

De nombreux travaux ont été publiés sur les risques sanitaires liés à la présence d'agents pathogènes chez les humains et les animaux d'élevage. Une source d'eau contaminée peut entraîner l'introduction de nombreux organismes dans un groupe

Contaminants microbiologiques

d'animaux, ce qui peut avoir un effet multiplicateur significatif dans la chaîne alimentaire. L'impact éventuel des agents pathogènes tels que l'*E. coli* O157 doit être pris en compte sérieusement dans le contexte des problèmes de qualité de l'eau. En agriculture moderne, pour pouvoir gérer rigoureusement les approvisionnements en eau du bétail, il faut tenir compte de la contamination provenant d'agents pathogènes microbiens d'origine hydrique. Afin de résoudre ces problèmes, le plus important est de protéger les sources d'eau de la contamination.

3. BESOINS EN EAU DES CHEVAUX

3.1 Approvisionnement en eau

Les chevaux nécessitent un approvisionnement approprié en eau saine de bonne qualité. Cependant, leurs besoins sont difficiles à définir, car de nombreux facteurs alimentaires et environnementaux ont une influence sur l'absorption et l'excrétion d'eau. Dans un élevage bien géré, les chevaux devraient pouvoir accéder librement à une eau fraîche et propre en permanence.

Chez les chevaux, l'eau est absorbée par la plupart des parties de l'appareil digestif. Après un repas, les chevaux ont besoin d'eau dans leur intestin pour diluer le digesta et maintenir une consistance uniforme du digesta dans l'intestin. Si la consommation d'eau n'est pas accompagnée de nourriture, l'eau est absorbée plus rapidement et en totalité. Parmi les facteurs alimentaires pouvant avoir un impact sur l'absorption d'eau, on compte les polysaccharides complexes. Ces éléments ont tendance à former des gels dans l'intestin et à réduire l'absorption d'eau.

La régulation de l'abreuvement est un processus physiologique extrêmement complexe, nécessaire à la suite de la déshydratation des tissus de l'organisme. La plupart des animaux boivent pendant qu'ils mangent ou peu de temps après. La fréquence d'abreuvement et les quantités d'eau consommées augmentent par temps chaud. Lorsqu'un animal a soif, l'écoulement salivaire est en général moins important. L'animal a donc la bouche plus sèche, ce qui peut stimuler l'abreuvement.

Des variables physiologiques comme l'âge, le taux de croissance ou la lactation sont des facteurs importants ayant une influence sur les besoins en eau des chevaux. Les chevaux adultes conservent l'eau corporelle de manière plus efficace que les poulains; ces derniers se déshydratent donc plus vite que leurs aînés. Les chevaux adultes pratiquant une activité normale ont besoin d'au moins 2 litres d'eau par kilo d'aliment sec, alors que les jeunes chevaux en période de croissance peuvent nécessiter jusqu'à 3 litres par kilo d'aliment sec. Un cheval adulte pratiquant une activité normale a besoin d'environ 5 litres d'eau pour 100 kg de poids corporel. Proportionnellement à leur taille, les poulains ont des besoins en eau plus importants que les chevaux adultes (tableau 3.1).

Tableau 3.1 Modifications de la consommation quotidienne d'eau des poulains en période de croissance.

Âge (jours)	Consommation d'eau (kg)
11-18	Nulle
30-44	3.9
60-74	5.5

Tiré de Martin et coll., 1992.

Chevaux

Les besoins des chevaux en eau peuvent varier considérablement en fonction de la température ambiante et de l'humidité, des pertes d'eau (par la transpiration ou la condensation d'urine par exemple) et des quantités d'eau contenues dans la nourriture. Comme pour les autres animaux, les besoins en eau des chevaux augmentent avec la température ambiante. Par exemple, si la température passe de 15 à 20 °C, les pertes d'eau augmenteront de 20 %, faisant ainsi s'accroître les besoins d'un cheval adulte d'environ 5 litres. Cependant, dans le domaine de la physiologie de l'eau, des besoins accrus en eau sont principalement liés aux taux de perte d'eau.

La composition de la nourriture a également une influence significative sur la consommation d'eau. Les quantités d'eau contenues dans le fourrage vert peuvent être considérables. En fait, un cheval au repos qui broute de l'herbe contenant plus de 70 % d'humidité n'a même pas besoin de boire d'eau. À l'inverse, une alimentation sèche ou à forte teneur en sel donnera plus soif à l'animal.

3.2 Manque d'eau

Une consommation d'eau inappropriée est mauvaise pour la santé des chevaux, et un manque d'eau peut entraîner la mort. Une consommation d'eau inappropriée se manifeste notamment par une diminution de la consommation d'aliments secs, suivie d'une baisse de l'activité physique. Une consommation d'eau inappropriée peut également augmenter le risque de surcharges intestinales et de coliques.

À une température ambiante comprise entre 17 et 27 °C (63-81 °F), la privation d'eau pendant 24, 48 et 72 heures entraîne la diminution du poids vif d'un cheval normal au repos respectivement de 4 %, 6,8 % et 9 %. À une température ambiante diurne maximale de 40 °C (104 °F), le poids vif de l'animal diminue de 11 à 13 % après 60 heures de privation, et de 14 à 16 % après 72 heures. On distingue de manière évidente des signes de déshydratation, tels que la bouche sèche et les yeux caves, après une perte de poids d'au moins 6 %.

La qualité de l'eau peut avoir un impact considérable sur la saveur de l'eau, et la consommation d'eau peut diminuer de manière importante lorsque cette dernière n'a pas bon goût.

3.3 Qualité de l'eau

L'indicateur le plus fiable de la qualité de l'eau pour les chevaux est la quantité de matières dissoutes totales (MDT) contenues dans l'eau. On considère généralement qu'une quantité de MDT de 6 500 ppm constituée de contaminants minéraux courants constitue le seuil à ne pas dépasser pour ne pas nuire à la santé des chevaux. Cependant, si les MDT se composent principalement de minéraux pouvant avoir des effets néfastes, ce paramètre doit être interprété avec précaution.

Les chevaux supportent deux ou trois fois mieux la consommation de fluorure que les bovins. Lewis (1995) considère qu'une eau ayant une concentration de fluorure de 4 ppm est relativement sûre pour les chevaux. En revanche, il faut éviter d'utiliser une eau dont la concentration en fluorure est supérieure à 8 ppm.

Une toxicité chronique du sélénium a été signalée suite à la consommation d'une eau contenant une concentration de sélénium comprise entre 0,0005 et 0,002 ppm. Cependant, la consommation à court terme d'une eau dont la concentration en sélénium est inférieure à 0,01 ppm n'est généralement pas considérée comme dangereuse.

Les chevaux peuvent développer une accoutumance à certains contaminants. Par exemple, au début, la consommation d'une eau dont la concentration de sulfate est supérieure à 1 000 ppm peut provoquer des diarrhées. Cependant, une fois accoutumés à cette substance, les chevaux peuvent tolérer une concentration deux à trois fois plus importante.

En général, on considère que les minéraux tels que le sodium, le potassium, le calcium, le magnésium, le fer, le chlorure et le sulfate, s'ils sont présents dans l'eau en quantités habituelles, ne sont pas toxiques pour les chevaux dans la plupart des cas. Cependant, à des concentrations très élevées, ces contaminants peuvent avoir un impact sur la saveur de l'eau, ce qui peut bien sûr entraîner une baisse de la consommation d'eau et la déshydratation des animaux.

En outre, de nombreuses substances potentiellement toxiques n'ont aucun effet sur la saveur de l'eau et la consommation des animaux. Elles peuvent donc s'avérer plus nocives que celles altérant la saveur. Plusieurs composés que l'on peut trouver dans l'eau peuvent présenter un risque de toxicité.

Parmi les contaminants toxiques de l'eau, on trouve les pesticides, les herbicides, les métaux lourds, les nitrites et les nitrates, les polluants industriels et les micro-organismes. Il convient de noter que, comparés à d'autres catégories de bétail, les chevaux semblent avoir une meilleure tolérance à certains contaminants, mais peuvent être plus prédisposés aux effets indésirables d'autres substances. Le tableau 3.2 indique quelles sont les limites maximales recommandées pour certains composés se trouvant dans l'eau d'abreuvement des chevaux et pouvant présenter un risque.

Bien que les chevaux semblent plus tolérants à certains contaminants, il se peut que la qualité de l'eau ne présente pas un vrai problème sanitaire, mais plutôt esthétique. Il arrive que certains chevaux soient particulièrement difficiles et refusent catégoriquement de boire une eau contaminée.

Afin que les chevaux ne présentent aucune résistance à boire une eau, celle-ci ne pas être contaminée par des eaux usées, des produits chimiques utilisés dans l'exploitation ou des polluants industriels.

Les nitrates ne sont que rarement toxiques pour les chevaux, et si c'est le cas, cette toxicité est le plus souvent associée à des fourrages à haute teneur en nitrates. Néanmoins, en s'ajoutant à l'alimentation, l'eau peut participer de manière significative à l'augmentation de la quantité totale de nitrites et de nitrates absorbée par les chevaux. En général, les eaux à haute teneur en nitrates résultant d'une contamination de surface due à des écoulements de fumier et d'autres déchets provenant des enclos de fermes contiennent également des quantités élevées de micro-organismes.

Dans de nombreux cas, les bactéries représentent une menace plus importante que les autres contaminants présents dans l'eau. La plupart des maladies infectieuses peuvent être transmises par les eaux contaminées. On exprime la qualité sanitaire d'une eau en comptant le nombre de bactéries coliformes qu'elle contient. Toutes les bactéries coliformes ne sont pas nocives, mais leur simple présence est un indicateur très fiable de mauvais état sanitaire. Généralement, lorsque les coliformes sont présents, le risque de trouver d'autres bactéries et virus infectieux dans l'eau est élevé. L'eau d'abreuvement peut donc être à l'origine d'une contamination microbiologique potentiellement dangereuse. Par exemple, une eau polluée par les excréments urinaires des rongeurs, qui contiennent des leptospires, peut entraîner l'avortement des juments et la mort des poulains.

Les algues et les toxines produites par les cyanobactéries (algue bleu-vert) sont nocives pour les chevaux. Il est conseillé de ne pas utiliser d'eau ayant été contaminée par des algues. L'ingestion de certaines espèces de cyanobactéries se développant dans l'eau des bassins ou des lacs peut entraîner un empoisonnement. Les empoisonnements d'animaux d'élevage causés par des cyanobactéries peuvent provoquer une photosensibilisation, une mort subite, un affaiblissement, des diarrhées sanglantes, des tremblements et des convulsions. On trouve parfois des amas d'algues dans l'estomac ou les intestins d'animaux qui sont morts subitement. Pour plus de renseignements sur les cyanobactéries, reportez-vous à la partie 2.1.

Tableau 3.2 Quantités maximales de contaminants recommandées ne présentant pas de risque pour les chevaux. Une colonne présentant les valeurs recommandées pour les autres catégories de bétail a été ajoutée, à des fins de comparaison.

Contaminant de l'eau	Chevaux (mg/l)*	Bétail (mg/l)**
Arsenic	0,2	0,025
Cadmium	0,05	0,08
Calcium	500	1000
Chlorure	3000	S.O.
Chrome	1	0.05
Cobalt	1	1
Cuivre	0,5	0,5 à 5
Cyanure	0,01	Nul
Fluorure	2	1 à 2
Dureté	200	S.O.
Sulfure d'hydrogène	0,1	S.O.
Fer	0,3***	S.O.
Plomb	0,1	0,1
Magnésium	125	S.O.
Manganèse	0,05***	S.O.
Mercurure	0,01	0,03
Nickel	1	1
Nitrate	400	100
Azote des nitrates	100	23
Azote sous forme de nitrite	10	3
Potassium	1400	S.O.
Sélénium	0,01	0,05
Argent	0.05	S.O.
Sodium	2500	S.O.
Sulfate	2500	1000
MDT	6500	3000
Vanadium	0,1	100
Zinc	25	50

* Tiré de Lewis, 1995;

** Recommandations du CCME pour le bétail (2005), S.O. = sans objet (recommandation non disponible)

*** S'applique en particulier à des fins de distribution

Volaille

4. BESOINS EN EAU DE LA VOLAILLE

4.1 Approvisionnement en eau

Comme pour d'autres animaux, l'eau constitue un nutriment essentiel pour la volaille, et un approvisionnement suffisant en eau propre et de bonne qualité est primordial pour optimiser le potentiel des génotypes modernes sélectionnés pour leur rendement supérieur.

Les besoins en eau de la volaille dépendent de nombreuses variables environnementales telles que la température et l'humidité relative, la composition de l'alimentation et les paramètres de production (taux de croissance, ponte). Le tableau 4.2 présente des exemples de consommation d'eau pour différentes catégories de volaille.

Tableau 4.1 Consommation d'eau de différentes catégories de volaille (en ml par semaine et par oiseau).

Âge (en semaines)	Poulets à griller	Poules Leghorn blanches	Poules à œufs bruns	Dindes blanches (mâles)	Dindes blanches (femelles)
1	225	200	200	385	385
2	480	300	400	750	690
3	725	-	-	1135	930
4	1000	500	700	1650	1274
5	1250	-	-	2240	1750
6	1500	700	800	2870	2150
7	1750	-	-	3460	2640
8	2000	800	900	4020	3180
9	-	-	-	4670	3900
10	-	900	1000	5345	4400
11	-	-	-	5850	4620
12	-	1000	1100	6220	4660
13	-	-	-	6480	4680
14	-	1100	1100	6680	4700
15	-	-	-	6800	4720
16	-	1200	1200	6920	4740
17	-	-	-	6960	4760
18	-	1300	1300	7000	-
19	-	-	-	7020	-
20	-	1600	1500	7040	-

Basé sur des données du Conseil national de recherche (1994).

Bien que ce chiffre puisse varier considérablement selon les sujets, on considère généralement que la quantité d'eau consommée par les volailles représente le double de la quantité de nourriture qu'elles ingèrent. La consommation d'eau peut être

influencée par la consistance et la composition de l'alimentation. Par exemple, les poules nourries avec des granulés ou des miettes consommeront plus de nourriture et d'eau que celles mangeant de la pâtée. Une augmentation des quantités de protéines brutes dans l'alimentation entraînera un accroissement de la consommation d'eau. La teneur en sel de l'alimentation a également une influence sur la consommation d'eau.

4.2 Définition des paramètres de qualité de l'eau pour la volaille

L'eau d'abreuvement utilisée pour la volaille peut contenir d'importantes quantités de contaminants, notamment différents métaux, sulfates et nitrates. Ces composés sont généralement rapidement absorbés par le tube digestif, mais dans la plupart des cas, il ne semble pas que les contaminants que l'on rencontre fréquemment dans l'eau présentent un risque sérieux pour la santé des volailles. Il faut remarquer cependant que bien qu'il soit peu probable qu'elle ait des effets manifestes sur la santé, la qualité de l'eau peut avoir un impact significatif sur les paramètres de production des volailles ayant été spécialement sélectionnées pour leur rendement.

Une concentration élevée de minéraux (généralement ceux associés à la dureté de l'eau) peut entraîner une précipitation de sels dans les équipements d'abreuvement, ce qui peut diminuer le débit d'eau, ou, dans certains cas, boucher complètement les canalisations. Cela peut être à l'origine d'une inadéquation de l'approvisionnement en eau, ayant pour effet potentiel une privation d'eau. La privation d'eau a des effets indésirables sur le taux de croissance des volailles d'abattage et des poules pondeuses. Elle peut avoir pour conséquence une augmentation de la morbidité et de la mortalité.

Il est important de souligner que, si l'approvisionnement en eau est interrompu pour une durée prolongée, son rétablissement doit être réalisé avec précaution afin d'éviter une intoxication hydrique pouvant entraîner la mort. Les jeunes dindes sont particulièrement prédisposées à ce genre de problème.

Les paramètres généralement utilisés pour étudier la qualité de l'eau, tels que le pH, la dureté, ou la conductivité électrique, ne sont pas d'une grande utilité pour anticiper les effets des contaminants de l'eau sur le rendement de la volaille. Cependant, le pH est vraisemblablement le facteur le plus important à prendre en compte dans l'évaluation de la qualité de l'eau en vue de l'utiliser pour administrer des médicaments.

4.3 Problèmes potentiels de la volaille associés aux contaminants de l'eau

À l'exception de certaines situations localisées très spécifiques, dans des conditions normales, la plupart des contaminants minéraux de l'eau, notamment les métaux lourds, ne devraient pas causer de graves problèmes sanitaires chez les volailles. Cependant, il ne faut pas négliger l'impact potentiel des contaminants de l'eau sur la qualité des produits, puisque certains composés peuvent se déposer sur les œufs, la viande et le foie. De plus, il a été mentionné dans plusieurs études que les problèmes de qualité de l'eau concernant la volaille ont un réel impact sur le rendement.

Volaille

Les travaux s'intéressant aux problèmes de qualité de l'eau chez les volailles sont fractionnés et, pour la plupart, obsolètes. Parmi les publications antérieures, plusieurs rapports indiquent une augmentation importante du nombre d'œufs dont la coquille a été endommagée liée à l'abreuvement. Balnave et Scott (1986), qui ont fait des recherches sur un problème de qualité des coquilles d'œuf dans une exploitation agricole commerciale, pensent que l'eau des puits pourrait, entre autres choses, être à l'origine de ce phénomène. Ils ont indiqué que l'eau contenait 293 ppm de Na, 38 ppm de Ca, 155 ppm de Cl, 46 ppm de SO₄ et 49 ppm de nitrate N. Lors des recherches ultérieures, ils ont découvert qu'en ajoutant de faibles doses de NaCl, KCl, CaCl, MgSO₄, CuSO₄ ou NaNO₃ dans les canalisations de l'eau de boisson pendant 6 semaines, le nombre de coquilles fissurées, cassées ou molles a augmenté radicalement, en particulier pour les groupes ayant reçu de l'ion chlorure Cl⁻.

Cependant, les recherches effectuées précédemment s'intéressaient majoritairement au sel (chlorure de sodium). Les résultats que l'on peut trouver dans la documentation relatifs aux effets du sel sur la qualité des coquilles varient énormément. Par exemple, selon Damron et Kelly (1987), le fait de donner aux volailles une alimentation contenant jusqu'à 6 % de NaCl pendant 21 jours n'a pas permis de réduire suffisamment la gravité spécifique des œufs. En ajoutant jusqu'à 2 000 ppm de NaCl, plus de la moitié des œufs pondus par des poules âgées entre 80 et 95 semaines présentaient une coquille abîmée (Yoselewitz et coll., 1988). Les poules ayant bu de l'eau saline au bout de 40 semaines pondent plus rapidement des œufs dont la coquille est en mauvais état que celles en ayant bu lors des premières semaines de ponte. Mais, chose intéressante, si, avant leur maturité sexuelle, les poulettes consomment de l'eau saline, cela ne semble pas avoir d'effet négatif sur la qualité des coquilles des œufs qu'elles pondent par la suite (Yoselewitz et Balnave, 1989). Dans un rapport plus récent, Pourreza et coll. (1994) ont exposé différents résultats. Ils ont constaté une réduction de l'épaisseur des coquilles lorsque l'eau d'abreuvement contenait 2 000 ppm de NaCl, mais pas lorsqu'elle n'en contenait que 1 000. Selon Damron (1998) et Chen et Balnave (2001) et à la différence de ce qui est indiqué dans d'autres rapports, les défauts constatés visuellement sur les coquilles et la gravité spécifique de l'œuf n'ont pas été augmentés par l'ajout de NaCl dans l'eau d'abreuvement.

Zhang et coll. (1991) ont étudié les effets de l'eau saline sur les performances de reproduction. Le nombre de coquilles abîmées a doublé chez les poules ayant bu une eau saline contenant 2 g NaCl/l. On a constaté une augmentation importante (deux fois plus) du nombre de morts embryonnaires, et une baisse considérable de l'éclosabilité des œufs fécondés (13 %). Chez les poules ayant été abreuvées à l'eau saline, le nombre d'œufs à incuber et d'éclosions a beaucoup diminué : en effet, la consommation d'eau saline a entraîné une baisse du nombre de poussins de 20 %. L'eau traitée donnée aux coquelets n'a eu que peu d'impact sur les performances de reproduction de ces derniers (Zhang et coll., 1991).

Les études sur les autres contaminants de l'eau restent limitées. Cependant dans l'une d'elles, Merkley et Sexton (1982) expliquent qu'une quantité de fluorure équivalente à

100 ppm dans l'eau d'abreuvement n'affecte pas les performances de reproduction des poulettes et des coquelets, et qu'aucun effet n'a été constaté sur la croissance de leur progéniture.

Vodela et coll. (1997a,b) se sont penchés sur les interactions entre les contaminants de l'eau d'abreuvement et les états nutritionnels sous-optimaux relatifs au rendement et aux fonctions immunitaires chez les poulets à griller. Ils ont réalisé des expériences avec une eau d'abreuvement contenant un mélange d'arsenic, de benzène, de cadmium, de plomb et de trichloroéthylène (TCE) faiblement concentrés (0,80; 1,3; 5,0; 6,7 et 0,65 ppm respectivement) et hautement concentrés (8,6; 13; 50; 67 et 6,5 ppm respectivement). Les auteurs ont sélectionné cet ensemble de produits chimiques, car, selon eux, ils font partie des contaminants les plus répandus dans les eaux souterraines situées à proximité des sites contenant des déchets dangereux. Contrairement aux poulets buvant une eau normale, ceux ayant ingurgité aussi bien le mélange à forte concentration en substances chimiques que celui à faible concentration ont montré une diminution de leur consommation de nourriture, de leur poids vif et de leurs fonctions immunitaires. Il convient de noter que la consommation d'une eau même faiblement concentrée en substances chimiques provoque une baisse importante de la production d'œufs et du poids de ces derniers, et une augmentation du pourcentage de mort embryonnaire.

Les recommandations relatives aux valeurs de substances chimiques maximales, tolérables et seuil contenues dans l'eau des volailles varient considérablement. À titre d'exemple, les niveaux de tolérance indiqués oscillent de 0 à 50 ppm pour le fer, de 20 à 200 ppm pour les nitrates, de 200 à 1 000 ppm pour les sulfates et de 50 à 1 000 ppm pour le sodium.

La principale raison expliquant ces différences provient sans aucun doute du fait que les travaux précédents étudiaient les effets néfastes de chaque substance prise individuellement, et ne tenaient pas compte des produits chimiques contenus dans l'alimentation dans leur ensemble, alors que de nombreuses interactions alimentaires et environnementales ont une influence sur la tolérance aux différents contaminants de l'eau.

De plus, il peut arriver que les données anciennes ne soient pas applicables aux races modernes de volailles, qui font l'objet d'une sélection exigeante en matière de rendement. Il y a un réel manque de données expérimentales pour ce qui est des connaissances récentes sur l'eau en matière de physiologie, de nutrition et de toxicologie.

4.4 L'eau comme moyen de combattre le stress thermique

En matière d'eau, des efforts de recherche considérables ont été réalisés quant aux problèmes de stress thermique. En ajoutant du chlorure de sodium, du chlorure de potassium, du sulfate de potassium ou du dioxyde de carbone à l'eau d'abreuvement

Volaille

des poulets à griller, on a constaté chez les animaux un léger accroissement de leur poids et une baisse de leur température corporelle (Teeter, 1988). Ce phénomène est sûrement dû en grande partie à l'augmentation de la consommation d'eau entraînée par la présence de ces substances.

L'utilisation d'eau fraîche pour combattre le stress thermique peut avoir un effet positif dans certaines situations. Des études ont montré que le fait de donner de l'eau d'abreuvement fraîche aux poulets à griller contribuait à accroître leur poids au quotidien. Cependant, dans une recherche réalisée à l'Université de Floride, il est expliqué que le fait d'abreuver les poules avec de l'eau fraîche pendant les heures chaudes de la journée n'améliorait rien d'autre dans leurs performances que la qualité des coquilles et des œufs.

5. BESOINS EN EAU DES RUMINANTS

5.1 Approvisionnement en eau

Pour avoir un rendement élevé, tous les ruminants doivent boire d'importantes quantités d'eau. Les besoins en eau des ruminants sont comblés essentiellement par trois sources : 1) l'eau d'abreuvement, 2) l'eau présente dans la nourriture et 3) l'eau métabolique, qui provient de l'oxydation des nutriments et des tissus organiques.

Il faut garder à l'esprit que pour exploiter au maximum le potentiel des animaux à rendement élevé, il faut leur fournir de l'eau propre, fraîche et de bonne qualité en quantités importantes.

5.1.1 Effets de l'alimentation sur la consommation d'eau

Le contenu en matière sèche (MS) de l'alimentation est l'un des principaux facteurs intervenant dans la consommation d'eau. Une alimentation riche en sel, en bicarbonate de soude ou en protéines semble stimuler la consommation d'eau (Holter et Urban, 1992; Murphy, 1992). De même, les animaux consommant beaucoup de fourrage auront des besoins en eau plus importants (Dahlborn et coll., 1998). Holter et Urban (1992) expliquent que la consommation d'eau diminue de 33 kg/jour lorsque les quantités de MS ingérées baissent de 30 à 50 %. Stockdale et King (1983) ont également démontré que les bovins broutant de l'herbe consommaient seulement 28 % de leurs besoins quotidiens en eau.

En général, lorsque la teneur en eau des aliments diminue, la consommation d'eau augmente de façon presque linéaire, comme le montre le graphique 5.1

Ruminants

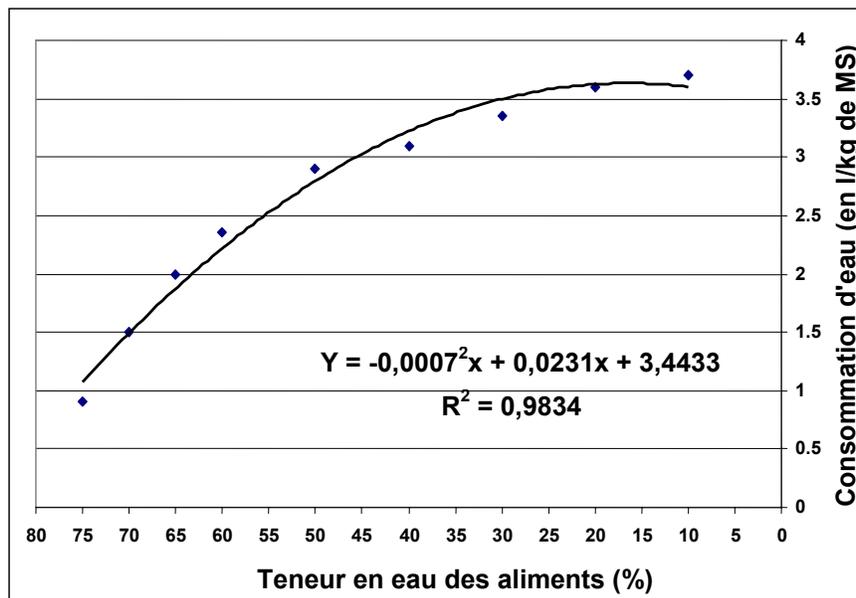


Figure 5.1 Corrélation entre le degré d'humidité de la nourriture et la consommation d'eau.

Graphique réalisé par l'auteur à partir de données publiées par Hyder et coll., 1968. J. Range Mgmt. 21:392.

5.1.2 Effets de la température ambiante sur la consommation d'eau

Outre le degré d'humidité de la nourriture, une autre variable jouant un rôle clé dans la consommation d'eau est la température ambiante. Le métabolisme de l'eau est essentiel au maintien de la température corporelle. La chaleur interne et absorbée des ruminants, tels que les moutons, les brebis et les bovins, est dissipée par l'évaporation de l'eau corporelle. Les animaux exposés à la chaleur ont donc besoin de plus d'eau, car une partie relativement importante du pool hydrique de leur corps est perdue à travers le processus de respiration de leurs poumons et par la transpiration.

À une température ambiante ne générant pas de stress thermique, les animaux adultes ont généralement besoin de 3 à 5 unités d'eau par unité de matière sèche ingérée. Les températures ambiantes déterminent les besoins en eau et on constate pour un ensemble étendu de valeurs que la consommation d'eau est liée à la température ambiante. Le graphique 5.2 illustre la corrélation entre la température ambiante et la consommation d'eau.

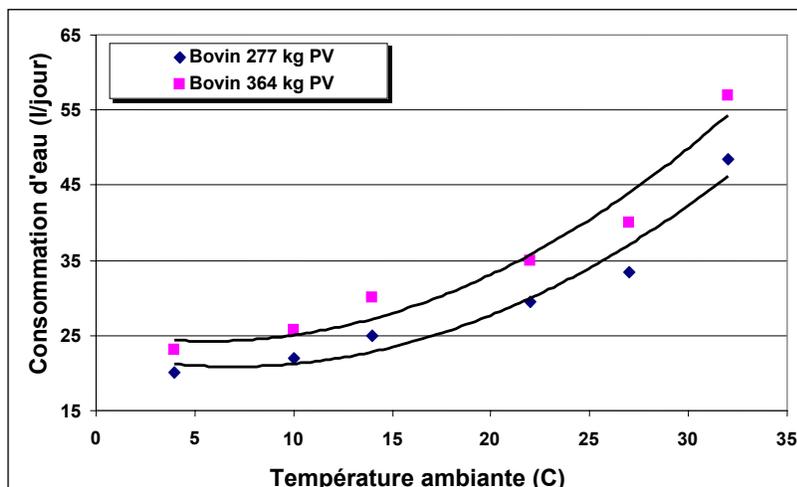


Figure 5.2 Exemples de modifications de la consommation d'eau liées à des hausses de températures

Il convient de noter que les besoins en eau varient en fonction du poids vif des animaux, mais qu'en général, les augmentations liées à la température ont des valeurs très similaires.

Graphique réalisé par l'auteur à partir de données publiées par le CNRC (1994).

Pour des questions pratiques, les données rassemblées dans le tableau 5.1 sont fréquemment citées dans les ouvrages et peuvent servir d'indicateur pour estimer la consommation d'eau de différentes catégories de bovins à viande en fonction de la température ambiante. L'ingestion de matière sèche a un impact majeur sur la consommation d'eau. C'est pour cette raison que pendant l'hiver, comme les animaux plus lourds sont généralement en meilleur état corporel, ils consomment moins de matière sèche et ont donc besoin de quantités d'eau moins importantes. Cependant, ce tableau ne tient pas compte du degré d'humidité des rations.

Ruminants

Tableau 5.1 Taux de consommation d'eau de différentes catégories de bovins à viande et température ambiante

Poids (kg)	Consommation d'eau (en litres par jour à différentes températures)					
	4,4 °C	10 °C	14,4 °C	21,1 °C	26,6 °C	32,2 °C
Veaux en croissance						
182	15,1	16,3	18,9	22,0	25,4	36,0
277	20,1	22,0	25,0	29,5	33,7	48,1
364	23,0	25,7	29,9	34,8	40,1	56,8
Bovins d'engraissement						
273	22,7	24,6	28,0	32,9	37,9	54,1
364	27,6	29,9	34,4	40,5	46,6	65,9
454	32,9	35,6	40,9	47,7	54,9	78,0
Vaches gestantes en période d'hivernage						
409	25,4	27,3	31,4	36,7		
500	28,7	24,6	28,0	32,9		
Vaches en lactation						
409	43,1	47,7	54,9	64,0	67,8	81
Bœufs adultes						
636	30,3	32,6	37,5	44,3	50,7	71,9
727	32,9	35,6	40,9	47,7	54,9	78,0

(Données tirées du Conseil national de recherche, 1974)

La température ambiante a également un impact sur la consommation d'eau chez les bovins en lactation. Les exemples du tableau 5.2 illustrent les différences de consommation d'eau de bovins laitiers n'ayant pas les mêmes niveaux de production.

Tableau 5.2 Différences de consommation d'eau chez des vaches laitières de poids similaire, mais dont la production de lait varie.

Production de lait (en kg/jour) des vaches en lactation (600 kg)	Consommation d'eau lorsqu'il fait 10 °C	Consommation d'eau lorsqu'il fait 32 °C
15	59	89
30	92	146
45	124	203

Comme le montre le tableau ci-dessus, la température ambiante peut avoir une réelle influence sur la consommation d'eau; elle doit donc être considérée avec attention et entrer dans l'évaluation globale de l'impact potentiel de la qualité de l'eau.

Lorsque la température baisse, la consommation d'eau diminue; la quantité totale de contaminants ingérés est alors moins importante que lorsque la température est plus élevée. Par conséquent, les animaux tolèrent une eau relativement plus concentrée en contaminants si la température ambiante est basse que si elle est haute.

Lors de l'évaluation des effets indésirables potentiels liés à la présence de contaminants dans l'eau, il est essentiel de garder à l'esprit que la température ambiante a un impact considérable sur la consommation d'eau, et donc sur la consommation de l'ensemble des contaminants présents dans l'eau.

5.1.3 Différences de consommation d'eau entre plusieurs catégories de ruminants

Peu de travaux ont été publiés quant à la consommation d'eau de différentes catégories de bétail vivant dans des conditions climatiques et d'élevage diverses. Il faut souligner que la consommation d'eau peut varier radicalement selon la source de nourriture (parc d'engraissement vs pâturage). Les différents élevages de bétail, et parfois les différentes espèces existant au sein d'un élevage donné, présentent des besoins en eau très variés. Les jeunes animaux nécessitent plus d'eau que les adultes, et les besoins des bêtes en gestation ou en lactation sont encore plus importants. Le tableau 5.3 donne un aperçu des besoins approximatifs en eau pour de nombreux types de ruminants et de modes de production.

Ruminants

Tableau 5.3 Exemples de consommation d'eau pour différentes catégories de ruminants.

	Consommation d'eau approximative (en litres par jour)
Bœufs	26-66
Veaux d'engraissement	18-27
Bouvillons	36-45
Vaches laitières	28-110
Vaches laitières (maintenance)	55-68
Vaches laitières (en lactation)	68-114
Veaux (4 à 8 semaines)	4,5-6,8
Veaux (12 à 20 semaines)	9,1-20
Veaux (26 semaines)	17-27
Génisses (gravides)	32-45
Agneaux (sevrés)	3,5-4,0
Brebis (sèches)	4,0-5,0
Brebis (en lactation)	4,0-12,0
Chèvres	3,0-15

Aucun travail n'a récemment été publié sur les besoins spécifiques en eau des animaux d'élevages modernes. Le problème est d'autant plus complexe que de nombreuses valeurs citées sont basées sur des données tirées de recherches obsolètes.

Des essais ont été réalisés pour modéliser les besoins en eau sous forme mathématique. Le CNRC recommande une équation basée sur une étude de Hicks et coll. (1988) permettant d'évaluer les besoins en eau des bouvillons des parcs d'engraissement.

On peut donc calculer leur consommation d'eau (l/jour) grâce à la formule suivante :

$$\text{Consommation d'eau} = -18,67 + (0,3937 \times \text{TM}) + (2,432 \times \text{IMS}) - (3,870 \times \text{PP}) - (4,437 \times \text{SA})$$

Où :
TM = température maximale (F);
IMS = ingestion de matière sèche (kg/jour);
PP = précipitations (cm/jour);
SA = sel alimentaire (%).

Les besoins en eau des bovins laitiers sont plus difficiles à évaluer, car la consommation d'eau de ces derniers est influencée par beaucoup plus de facteurs. Plusieurs équations prenant en compte différentes variables ont été proposées pour estimer la consommation d'eau. L'équation qu'ont développée Murphy et coll. (1983) prend en compte, parmi d'autres facteurs ayant une influence sur la consommation

d'eau, deux variables très importantes, à savoir le contenu du lait en eau à un niveau réaliste sur le plan biologique et la température.

$$\text{Consommation d'eau} = 15,99 + 1,58 \times \text{IMS (kg/j)} + 0,90 \times \text{lait (kg/j)} + 0,05 \times \text{consommation de Na (g/j)} + 1,20 \times \text{temp min (}^\circ\text{C)}$$

Comme mentionné précédemment, de nombreux facteurs interviennent dans la consommation d'eau, et le problème que les spécialistes rencontrent fréquemment est de savoir comment prendre en compte précisément tous les besoins spécifiques, en fonction de différentes situations de production. D'un point de vue pratique, il faut rappeler que, puisque les variables physiologiques, alimentaires et environnementales dont il est question ci-dessus jouent un rôle sur la consommation d'eau, elles ont également un impact important sur les quantités de contaminants ingérées. Toutes ces variables doivent être considérées et évaluées avec beaucoup d'attention lors de l'évaluation de l'impact des contaminants de l'eau sur le bétail.

5.2 Qualité de l'eau

L'importance des problèmes de qualité de l'eau chez les ruminants devrait être prise en compte dans le cadre des fonctions métaboliques spécifiques des ruminants. En raison des différences de caractéristiques métaboliques, certains contaminants présents dans l'eau peuvent causer de graves problèmes de santé et de rendement chez les ruminants, et avoir des effets marginaux (ou nuls) chez des animaux comme les chevaux, les cochons et la volaille. C'est pourquoi de nombreux aspects concernant la qualité de l'eau destinée aux ruminants doivent être considérés à part. Nous aborderons en détail dans les sections appropriées les problèmes spécifiques des ruminants liés à la présence de contaminants dans l'eau.

6. BESOINS EN EAU DES PORCS

6.1 Approvisionnement en eau

Le stock d'eau corporelle des porcs fait l'objet d'un contrôle physiologique strict et, à un poids vif et une quantité de graisses donnés, le contenu en eau d'un porc est remarquablement constant. Les porcs doivent donc constamment avoir accès à une source d'eau afin de pourvoir à leurs besoins quotidiens, étant donné que les pertes d'eau doivent essentiellement être comblées par l'abreuvement. Lorsque la perte d'eau n'est pas compensée par l'abreuvement, les tissus de l'organisme s'appauvrissent en eau, ce qui peut entraîner une déshydratation.

Les ingrédients les plus couramment utilisés dans l'alimentation des porcs contiennent environ 10 à 12 % d'eau (CNRC, 1998); les quantités d'eau issues de la nourriture sont donc très limitées. C'est pourquoi l'abreuvement est de loin la source d'eau la plus importante chez les porcs.

Il est très difficile de déterminer les besoins physiologiques en eau des porcs. Les estimations des besoins en eau basées sur la mesure des quantités d'eau utilisées par les porcs peuvent donner des valeurs largement surestimées, car elles ne prennent généralement pas en compte le gaspillage. C'est pourquoi, lors de l'estimation des besoins en eau, la distinction entre les quantités d'eau ayant été consommées et celles ayant été perdues doit faire l'objet d'une attention particulière. Le tableau 6.1 résume les estimations des besoins pour les différentes catégories de porcs.

Tableau 6.1 Estimation des besoins en eau de différentes catégories de porcs

Catégorie	Estimation des besoins en eau (en litres par jour)
Cochons de lait	0,27 à 2
Porcelets sevrés	1 à 5
Porcs en croissance	5 à 10
Porcs d'engraissement	5 à 12
Truies en gestation	5 à 20
Truies en lactation	15 à 35
Verrats	8 à 17

Valeurs tirées de Thacker, 2001

Principaux facteurs influençant les besoins en eau des porcs : les facteurs physiologiques, nutritionnels et environnementaux jouant un rôle dans les besoins en eau des porcs sont nombreux (Patience et coll., 2005; Mroz et coll., 1995; Suzuki et coll., 1998; Pfeiffer et coll., 1995). C'est pourquoi il est difficile d'estimer les besoins de façon universelle.

La perte d'eau est l'une des principales variables pouvant jouer un rôle sur les besoins en eau. Les pertes d'eau sont accrues lorsque les porcs ont une alimentation riche en minéraux et en protéines.

Un niveau élevé de protéines dans l'alimentation peut entraîner une augmentation des pertes d'eau, et ainsi accroître les besoins en eau (Wahistrom et coll., 1970). Les pertes d'eau sont également accentuées par la hausse de la consommation de fibres (Cooper et Tyler, 1959). Une ingestion accrue de sel entraîne généralement une augmentation de la consommation d'eau, et donc une hausse des excrétions urinaires.

Les aliments ayant des propriétés laxatives provoquent également une augmentation de la consommation d'eau. Les pertes d'eau par les fèces sont plus importantes si l'animal a la diarrhée (Thulin et Brumm, 1991).

Chez les porcs, la transpiration et les pertes insensibles d'eau par la peau (par évaporation par exemple) ne constituent pas des sources de perte d'eau très importantes. En revanche, le processus normal de respiration entraîne une perte continue d'eau par les voies respiratoires. L'augmentation de la température ambiante peut provoquer une respiration et un essoufflement plus importants chez les porcs, entraînant une hausse de leurs pertes en eau.

Si les quantités d'alimentation auxquelles les porcs ont accès sont limitées, ces derniers ont tendance à consommer de l'eau en quantités excessives et extrêmement variables (Yang et coll., 1981). Il arrive que les animaux privés de nourriture consomment de l'eau de manière excessive; on parle alors souvent de polydipsie due à la faim.

Les facteurs ayant une influence sur la consommation d'eau doivent être pris en compte dans l'évaluation du risque lié aux contaminants présents dans l'eau d'abreuvement.

6.2 Exigences en matière de qualité de l'eau pour les porcs

Différentes catégories de contaminants peuvent être présentes dans l'eau à des niveaux pouvant être potentiellement dangereux pour les porcins. Une enquête réalisée sur les exploitations porcines de la Saskatchewan (McLeese et coll., 1991) a montré que dans respectivement 25 % et 7,4 % des puits, les concentrations de sulfates et de matières dissoutes totales étaient au-dessus des niveaux recommandés pour le bétail au Canada. Le sodium et le chlorure étaient également présents en grandes quantités dans de nombreux puits. Selon les auteurs cités précédemment, la pelade mineure à modérée constatée par les producteurs chez les porcelets sevrés était directement liée à la présence de MDT, de magnésium, de calcium et de sulfate.

Patience et coll. (2004) ont conclu que les porcelets sevrés peuvent supporter une eau à teneur élevée en sulfates. Maenz et coll. (1994), qui ont testé les effets d'une consommation d'eau contenant 4 390 mg de MDT, 2 650 mg de SO₄, 947 mg de Na, 288 mg de Ca, 88 mg de Mg, 70 mg de Cl et 15 mg de K par litre sur des porcelets sevrés n'ont pas pu prouver que le rendement de ces derniers était diminué par une

Porcs

eau fortement concentrée en sulfates; ils ont cependant remarqué qu'elle provoquait un accroissement de la pelade. Il convient de noter que les niveaux de MDT et de SO₄ se situaient bien au-dessus des niveaux maximums conseillés pour le bétail dans les Recommandations canadiennes du CCME pour la qualité des eaux (2005).

De manière générale, les contaminants que l'on rencontre la plupart du temps dans l'eau ne semblent présenter qu'un risque très faible pour la santé des porcs. Cependant, les contaminants minéraux de l'eau peuvent avoir un impact sur l'état physiologique de l'équilibre acido-basique des porcs, ce qui pourrait avoir des répercussions sur leur métabolisme nutritif.

Il est intéressant de souligner la possibilité que l'eau contenant des niveaux élevés de composants ioniques altère l'équilibre de l'index dU (Patience and Wolynetz, 1990). L'index dUA est calculé ainsi : $(Na + K + Ca + Mg) - (Cl + P + S \text{ inorganique})$. Il convient de noter que les ions composant cette équation sont tous des contaminants minéraux majeurs couramment présents dans l'eau d'abreuvement, et qu'ils peuvent donc modifier la charge acide ou alcaline nette apportée par l'alimentation.

Les contaminants minéraux peuvent influencer le pH de l'eau, c'est-à-dire son acidité ou son alcalinité, et le pH peut avoir un impact considérable sur les réactions chimiques se produisant dans le cadre du traitement de l'eau. De plus, selon le système de traitement employé, l'efficacité de ce dernier peut être réellement diminuée en raison d'un pH élevé ou bas.

Si l'eau doit être utilisée comme moyen pour administrer des médicaments, sa qualité doit préalablement être analysée avec attention, car l'incompatibilité chimique de l'eau peut entraîner la précipitation ou l'inactivation des médicaments fournis via le système d'abreuvement.

L'eau peut contenir de nombreux microorganismes, notamment des bactéries et des virus. Parmi les contaminants bactériens, *Salmonella*, *Leptospira*, et *Escherichia coli* sont ceux que l'on rencontre le plus souvent (Fraser et coll., 1993). La contamination bactérienne est généralement plus courante dans les eaux de surface que dans les eaux souterraines telles que les puits profonds et les eaux artésiennes. L'eau peut également contenir des protozoaires pathogènes, ainsi que des œufs ou des cristaux provenant de divers parasites intestinaux.

Le CCME conseille de n'utiliser que de l'eau de grande qualité pour les exploitations d'élevage intensif. Cependant, aucune ligne directrice claire n'existe concernant la présence de microbes dans les sources d'abreuvement du bétail. Les valeurs actuellement recommandées sont : pour l'ensemble des bactéries : < 10 000/1 000 ml; et pour l'ensemble des bactéries coliformes : < 1/1000 ml. Selon certains rapports, le nombre total de bactéries coliformes doit seulement rester inférieur à 5 000/1 000 ml.

Dans l'idéal, l'eau d'abreuvement des porcins ne devrait contenir aucun agent pathogène. Il est donc fortement recommandé de désinfecter l'eau en cas de risque de contamination microbienne. D'après les données de *Saskatchewan Pork*, aujourd'hui, la plupart des producteurs de porcs abreuvent leur bétail avec des eaux de surface désinfectent cette dernière au chlore. C'est également le cas pour certains des producteurs utilisant des eaux souterraines.

7. TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT DE L'EAU

De nombreuses méthodes de traitement de l'eau existent pour faire diminuer considérablement, voire supprimer complètement, les contaminants présents dans l'eau. Certaines méthodes sont plus efficaces que d'autres, mais concernant l'eau destinée au bétail, l'économie joue un rôle important. Les paragraphes suivants font un examen critique des méthodes les plus couramment utilisées pour traiter l'eau.

Filtres à charbon actif : cette méthode consiste à faire passer l'eau à travers un filtre contenant du charbon actif en grains. Les contaminants se fixent aux grains et sont éliminés. Cette méthode permet ainsi de supprimer le chlore, certains composés organiques associés à la coloration, à l'odeur et au mauvais goût de l'eau, le mercure, certains pesticides et des composés organiques volatils. Les filtres doivent être contrôlés et remplacés fréquemment. Un mauvais entretien du filtre entraîne une baisse de l'efficacité et peut avoir pour conséquence le développement de bactéries dans le filtre, pouvant provoquer une éventuelle contamination de l'eau par des agents pathogènes.

Strippage à l'air : cette méthode de traitement de l'eau consiste à faire descendre l'eau dans un tube alors qu'un jet d'air sort à contresens. Les contaminants passent alors de l'eau à l'air et sont évacués par ventilation. Cette méthode peut s'avérer utile pour supprimer le sulfure d'hydrogène, certains goûts et odeurs, ainsi que certains composés organiques volatils. Elle peut cependant présenter des problèmes de développement bactérien.

Lits bactériens : cette méthode peut être utilisée pour le fer, l'arsenic et les substances organiques. Le manganèse peut être éliminé au préalable à l'aide d'un puissant agent oxydant. Les contaminants sont filtrés et dissipés à travers un film microbiologique. Il n'est généralement pas nécessaire d'effectuer fréquemment des lavages à contre-courant sur les lits bactériens. Cependant, certains lits sont plus sensibles aux écoulements non permanents et fonctionnent mieux si leur écoulement est constant.

Chloration : cette méthode de traitement est l'une des plus utilisées pour réduire le nombre d'agents pathogènes dans l'eau d'abreuvement du bétail. Elle est beaucoup plus efficace si elle a lieu après que l'eau est passée dans un système de filtration afin de supprimer les grosses particules susceptibles de renfermer des bactéries. La chloration est une méthode efficace et largement utilisée notamment pour tuer de nombreux types de microorganismes présents dans l'eau. Elle permet également de supprimer les couleurs, odeurs et goûts indésirables de l'eau, ainsi que le sulfure d'hydrogène et le fer et le manganèse dissous si elle est suivie d'une filtration mécanique. Cependant, si cette méthode n'est pas correctement utilisée, elle peut s'avérer dangereuse. Dans les systèmes habituels, la teneur en chlore de l'eau traitée doit être contrôlée de près afin qu'elle ne présente pas de risque pour les animaux. La présence de chlore en concentrations élevées dans l'eau d'abreuvement des vaches peut avoir un impact sur la consommation d'eau et sur le rendement de ces dernières.

La chloration d'une eau contenant des niveaux de contaminants organiques élevés peut déboucher sur la formation de composés toxiques.

Coagulation : cette méthode est utilisée dans les exploitations d'élevage pour supprimer les particules fines, le fer, l'arsenic, le manganèse et les substances organiques. L'élimination des particules avant la chloration rend la désinfection beaucoup plus efficace; il est donc commun d'effectuer ce traitement avant la chloration des eaux de surface. Les produits chimiques de coagulation tels que le sulfate d'aluminium (alum) neutralisent la charge sur les particules et provoquent la coagulation de ces dernières, formant alors un floc pouvant être éliminé par filtration ou sédimentation.

Échange d'ions (anions ou cations) : ce système de purification consiste à supprimer certains ions en remplaçant des ions chimiques par d'autres. Les systèmes les plus couramment utilisés contiennent des grains de résine permettant de piéger les ions. Le principe de l'échange de cations est le suivant : les ions sodium positifs (Na^+) présents sur la résine sont remplacés (échangés) par d'autres ions positifs comme le Ca^{2+} , le Mg^{2+} et le Mn^{2+} . Les métaux lourds seront également éliminés s'ils sont à l'état ionisés. Les systèmes d'échange d'anions éliminent les ions négatifs comme les ions Cl, I et F, ainsi que les sulfates et les nitrites/nitrates.

L'échange de cations est le plus souvent appliqué aux processus d'adoucissement de l'eau, car il permet d'éliminer les métaux, principaux facteurs de dureté de l'eau (Ca^{2+} Mg^{2+}). L'eau traitée aura cependant des concentrations élevées de Na^+ . Cela peut constituer un problème au niveau du taux de sodium global des animaux.

Filtres mécaniques : cette méthode est utilisée pour éliminer les contaminants insolubles, notamment certaines formes de fer et de manganèse oxydés, ainsi que le sable et le limon. Les filtres mécaniques tels que les filtres multicouches éliminent uniquement les particules d'une taille supérieure à 10 μm . Ils sont donc inefficaces pour les particules fines et microbiologiques, à moins que des produits chimiques de coagulation n'aient été utilisés au préalable.

Nanofiltration : cette technologie emploie des membranes similaires aux membranes d'osmose inverse. Cependant, comme les pores de la membrane de nanofiltration sont beaucoup plus larges, la pression pour forcer le passage de l'eau à travers la membrane est moins importante. La nanofiltration permet de capturer environ 90 % des matières solides en solution et d'éliminer 95 % de la dureté. C'est pourquoi elle est souvent appelée membrane d'adoucissement. Le taux de perte d'eau est généralement compris entre 15 et 30 % et reste minime par rapport aux pertes d'eau constatées avec les membranes d'osmose inverse. Un autre avantage est que l'eau traitée est beaucoup moins corrosive que celle issue des membranes d'osmose inverse. Il est donc rarement nécessaire d'ajouter des produits chimiques après le traitement. Il faut généralement avoir recours à des appareils de prétraitement.

Traitement de l'eau

Filtres oxydants : cette méthode permet d'éliminer certains contaminants par réactions chimiques (oxydation) puis par filtrage mécanique. Les contaminants pouvant généralement être éliminés avec cette méthode sont le sulfure d'hydrogène, le fer et le manganèse. L'oxydation est le plus souvent réalisée par aération ou à l'aide des oxydants suivants : chlore, permanganate de potassium et ozone. La puissance et le type d'oxydant varient en fonction de l'ion dissous que l'on souhaite éliminer.

Ozonisation : cette méthode de traitement de l'eau consiste à introduire de l'ozone dans l'eau. L'ozone est un agent oxydant très puissant permettant de détruire les microorganismes pathogènes. L'équipement nécessaire à ce traitement est généralement assez coûteux. Cette méthode peut également être utilisée pour éliminer la couleur, le mauvais goût, les odeurs, le sulfure d'hydrogène et le fer et le manganèse solubles, mais l'eau doit ensuite être filtrée mécaniquement.

Osmose inverse (OI) : cette technologie est de plus en plus utilisée pour traiter l'eau destinée aux bovins, aux chevaux, aux porcins et à la volaille. En bref, les impuretés de l'eau sont filtrées à travers un système de membranes dotées de petits pores permettant le passage de l'eau, mais pas des contaminants. Selon le système, plus de 99 % des contaminants peuvent être supprimés par osmose inverse; il en ressort donc une eau très purifiée. Il faut noter que les coûts initiaux du traitement par osmose inverse et les coûts de remplacement des membranes sont élevés, et que ce système requiert un entretien permanent. En fonction de la taille du système, de la pression et de la qualité de l'eau, l'utilisation de systèmes d'osmose inverse entraîne une perte d'eau dont le taux est compris entre 50 et 90 %. Pour se débarrasser des filtrats contenant une concentration élevée de contaminants, il convient de respecter certaines règles.

Filtres à sable lents : cette méthode est un type de filtre biologique simple et relativement peu onéreux. Elle permet d'éliminer les particules fines et le fer. Les filtres à sable lents sont également un moyen de supprimer l'arsenic en cas de présence de fer et le manganèse à l'aide de certains prétraitements. Comme c'est le cas pour la majorité des filtres biologiques, les filtres à sable lents sont sensibles aux écoulements non permanents. Ils peuvent être utilisés à la fois pour les eaux de surface et les eaux souterraines, mais fonctionnent généralement mieux avec ces dernières.

Ultrafiltration : cette technologie fait appel à des membranes dotées de pores plus gros que ceux que l'on trouve en nanofiltration. Elle requiert donc une pression beaucoup moins importante et gaspille moins de 10 % d'eau. Les pressions utilisées sont souvent les mêmes que celles habituellement employées dans les systèmes municipaux. Cette technique permet de capturer des particules de moins de 0,1 µm, telles que des bactéries, des virus, des ookystes, de grosses particules organiques et des matières colloïdales comme de fines poussières du sol. En revanche, elle n'offre pas la possibilité de réduire les quantités de matières solides en solution et ne permet donc pas de combattre la dureté de l'eau. L'ultrafiltration est utilisée pour purifier l'eau destinée au nettoyage de l'équipement et des récipients de traite.

Rayons ultraviolets : cette méthode utilise une source de lumière spéciale qui produit un rayonnement ultraviolet. Cette technique est très efficace pour supprimer les microorganismes présents dans l'eau, notamment les agents pathogènes, mais elle peut ne pas fonctionner si l'eau est trop trouble, ou si l'eau passe trop rapidement par la source de lumière. Il peut s'avérer difficile d'évaluer l'efficacité des rayons ultraviolets ou même de savoir si le traitement fonctionne, à moins que le système ne soit équipé d'un contrôleur d'intensité. Les quantités de bactéries présentes dans l'eau devraient faire l'objet d'un contrôle.

Adoucissement de l'eau : la forte concentration de minéraux due à la dureté de l'eau peut entraîner un dysfonctionnement du système d'approvisionnement, ce qui peut avoir pour conséquence une privation d'eau. Certains producteurs tentent de remédier à ce problème en utilisant des traitements dits d'«adoucissement » de l'eau. Ce processus consiste à échanger les ions à l'origine de la dureté de l'eau, tels que le calcium ou le magnésium, par des ions sodium. Il peut entraîner la présence d'une grande quantité d'ions sodium dans l'eau. Par conséquent, dans le cas d'une eau extrêmement dure, il peut y avoir un risque d'effets négatifs dus à une quantité excessive de sodium.

7.2 Coûts approximatifs liés au traitement de l'eau

Le tableau 7.1 résume les coûts approximatifs de traitement de l'eau pour des troupeaux de bovins de 100 et 500 têtes. Les coûts varieront en fonction de la concentration de contaminants, des conditions économiques et des niveaux de contrôle et de surveillance. La concentration de contaminants se base sur la moyenne des eaux de la Saskatchewan devant être traitées.

Nous admettons les hypothèses suivantes pour le tableau d'établissement des coûts :

- les bâtiments sont chauffés et dotés d'une alimentation électrique et en eau;
- il existe un système de pression ou un mécanisme d'entraînement à fréquence variable (MEFV), ainsi qu'un système de stockage à la journée (les coûts approximatifs pour 100 bovins sont de 500 \$ pour le système de pression et de 1 000 \$ pour un réservoir de 1 000 gal US; les coûts pour 500 bovins sont d'environ 700 \$ pour le système de pression et 5 000 \$ pour un réservoir de 5 000 gal US);
- des contrôles de base sont effectués manuellement, sauf pour les fermetures automatiques déclenchées par une baisse du niveau d'eau ou un échec de traitement;
- chaque vache consomme 40 litres d'eau par jour;
- la quantité d'eau nécessaire quotidiennement est traitée en 20 heures;
- un prêt amorti avec un intérêt de 8 % a été souscrit pour les dépenses en immobilisations;
- le remplacement des couches filtrantes et des membranes est inclus;

Traitement de l'eau

- les coûts des produits chimiques destinés au traitement de l'eau (coagulation, oxydation, désinfection) sont inclus;
- les coûts d'élimination des eaux usées ne sont pas inclus (filtres pour lavage à contre-courant, élimination des substances concentrées sur les membranes, etc.);
- le coût du travail d'entretien habituel est inclus, à raison de 20 \$/h;
- les coûts du travail destiné aux vérifications de fonctionnement quotidiennes ne sont pas inclus.

Tableau 7.1 : Coûts approximatifs annuels de traitement (2008) pour des élevages comptant respectivement 100 et 500 bovins

Système de traitement	Contaminant éliminé	Coût/animal/an (100 bovins)	Coût/animal/an (500 bovins)
Strippage à l'air	Sulfure d'hydrogène, méthane	2 \$	0,5 \$
Chloration	Bactéries, métaux oxydés	2 \$	1,5 \$
Filtres multicouches	Grosses particules, métaux oxydés	2 \$	1,5 \$
Rayons ultraviolets	Bactéries	4 \$	2 \$
Échange d'ions (adoucissement)	Dureté, fer < 2 mg/l	6 \$	5 \$
Filtres à sable lents	Fer, arsenic	7 \$	4 \$
Filtres oxydants	Fer, arsenic, manganèse*	10 \$	4 \$
Filtres à charbon actif	Goût, odeur, chlore	10 \$	6 \$
Ozonisation	Bactéries, métaux oxydés	12 \$	6 \$
Lits bactériens	Fer, arsenic, substances organiques, manganèse*	19 \$	10 \$
Coagulation	Particules, fer, arsenic, manganèse	20 \$	20 \$
Ultrafiltration	Bactéries, virus, poussières du sol	40 \$	18 \$
Nanofiltres	MDT, dureté, arsenic, sulfates, manganèse, fer*	45 \$	20 \$
Osmose inverse (OI)	MDT, sulfates, dureté, arsenic, manganèse, fer*	50 \$	20 \$

* Contaminants dont l'élimination demande un équipement et un coût supplémentaires

8. TRAITEMENT DE L'EAU : EFFETS NÉGATIFS POTENTIELS SUR LA CONSOMMATION D'EAU ET SUR LE RENDEMENT ET LA SANTÉ DES ANIMAUX

8.1 Adoucissement de l'eau

Comme mentionné plus haut, une forte concentration de minéraux due à la dureté de l'eau entraîne un dysfonctionnement du système d'approvisionnement, ce qui peut avoir pour conséquence une privation d'eau. Certains producteurs tentent de remédier à ce problème en utilisant des traitements dits d'«adoucissement » de l'eau. Étant donné que ce processus consiste à ajouter des ions sodium dans l'eau, il y a un risque d'effets négatifs dus à une quantité excessive de sodium. Roush et Mylet (1986), qui ont étudié l'influence de l'adoucissement sur les poules sur une période de 308 jours, recommandent de contrôler les quantités de sodium présentes dans l'eau adoucie.

Les producteurs laitiers de certaines régions du Canada pensent que l'adoucissement permet d'améliorer la saveur de l'eau destinée aux bovins. Blosser et Soni (1957) ont comparé les effets de la consommation d'une eau dure (116,4 mg de CaCO_3/l) et d'une eau douce (8,4 mg de CaCO_3/l) sur la production des bovins laitiers. Ils n'ont constaté aucune différence notable entre la consommation de ces deux types d'eau. Graf et Holdaway (1952) n'ont pas non plus observé de changements liés à la consommation d'une eau dure (290 mg de CaCO_3/l) par rapport à la consommation d'une eau douce (0 mg de CaCO_3/l) quant à la production laitière, au poids vif, à la consommation d'eau ou au rapport entre la consommation d'eau et la production de lait. L'adoucissement d'une eau dure se traduit par l'ajout d'environ 0,63 mg de sodium par mg de CaCO_3 (exprimant la dureté). Donc pour adoucir une eau contenant 290 mg de CaCO_3/l , il faut ajouter 182 mg de sodium/l.

Selon MAFRI (2004), une eau contenant plus de 800 mg de Na/l pourrait éventuellement être à l'origine de diarrhées et d'une diminution de la production des vaches laitières, et une quantité excessive de sodium pourrait également demander un réajustement des rations. En définissant cette quantité de sodium comme valeur seuil, ce chercheur fait preuve d'une extrême prudence, car dans la plupart des publications, le sodium n'est pas considéré comme un problème. De plus, les études sur l'impact des MDT sur la production laitière indiquent que les concentrations de MDT inférieures à 2 000 mg/l semblent avoir un impact très minime, alors que les MDT se composent généralement d'un pourcentage élevé de sodium (Bahman et al 1993).

Plus récemment, Looper et Waldner (2002) ont indiqué que le degré de dureté de l'eau ne semble pas avoir d'effet sur la santé ou la productivité des animaux. La quantité maximale de magnésium recommandée pour les vaches laitières est de 300 à 400 mg/l (MAFRI 2004).

Traitement de l'eau

8.2 Chloration de l'eau

Il est fortement recommandé de désinfecter l'eau destinée au bétail s'il existe un risque de contamination microbienne et l'hypochlorite de sodium est certainement le produit le plus couramment utilisé pour ce faire. Selon les observations personnelles d'Olkowski (non publiées), l'hypochlorite de sodium présente une marge de tolérance relativement élevée. Les volailles peuvent même tolérer un surdosage important de cette substance sur une courte période, avec des effets minimes ou inexistantes sur la production. Un ajout accidentel de 50 ppm (soit 10 fois la dose recommandée) a entraîné une baisse légère et passagère de la consommation d'eau. Cependant, il convient d'éviter d'exposer à long terme les animaux à des niveaux élevés d'hypochlorite de sodium dans l'eau.

Il est important de prendre en compte le risque d'effets indésirables liés à l'utilisation d'une eau chlorée pour administrer des médicaments. Il faut donc considérer avec attention les problèmes éventuels entraînés par la désinfection de l'eau si celle-ci doit être utilisée pour administrer des médicaments (pour plus de précisions, consultez Vermeulen et coll., 2002).

L'administration de médicaments en utilisant une eau traitée avec un stérilisant peut altérer la solubilité des médicaments ou même entraîner une précipitation. Dans certains cas, les désinfectants de l'eau peuvent amoindrir la puissance pharmacologique des médicaments, ou même entraîner l'inactivation totale de ces derniers.

Dans certains cas, il peut être nécessaire de chlorer l'eau de manière excessive. Il faut néanmoins garder à l'esprit qu'une quantité trop importante de chlore peut avoir des conséquences différentes selon la catégorie de bétail. Par exemple, des niveaux élevés de chlore dans l'eau peuvent diminuer l'efficacité des populations microbiennes du rumen, pouvant alors provoquer l'affaiblissement des fonctions métaboliques du rumen des ruminants. À l'inverse, les animaux d'élevage monogastriques seront probablement moins touchés par les effets directs du chlore, mais plus sensibles aux agents pathogènes présents dans l'eau d'abreuvement. Ainsi, après avoir évalué les risques et les avantages, il en est ressorti qu'une désinfection plus agressive de l'eau est recommandée pour cette catégorie de bétail en cas de risque de contamination bactérienne élevé. Cependant, il est nécessaire de mener d'autres recherches afin de déterminer les niveaux appropriés de chlore pour les différentes catégories de bétail.

Bien qu'il soit peut probable que les produits chimiques de désinfection à base d'hypochlorite de sodium aient des effets indésirables directs sur le bétail, l'introduction de ces substances dans une eau contenant des matières organiques peut provoquer la synthèse des sous-produits de désinfection, ce qui est toxique.

8.2.1 Problèmes potentiels liés à la chloration de l'eau : nouveaux enjeux

Il ne fait aucun doute que parmi toutes les procédures de désinfection employées au Canada, la chloration est la méthode la plus utilisée pour traiter l'eau destinée au bétail. Cette méthode de désinfection de l'eau d'abreuvement entraîne la production de contaminants chlorés, qui ont soulevé de nouvelles questions. Ces dernières doivent être prises en compte dans l'évaluation des problèmes de qualité de l'eau.

Plusieurs composés, appelés sous-produits de désinfection (SPD), se forment suite à l'interaction des molécules de chlore avec les composés organiques résiduels naturellement présents dans l'eau, tels que les acides humiques et fulviques, omniprésents dans la majorité des sources d'eau. On trouve des matières organiques résiduelles dans de nombreuses sources d'abreuvement destinées au bétail, notamment dans les eaux de surface. Les SPD produits suite à la chloration peuvent constituer une source de contaminants dangereux pour la santé des êtres humains et des animaux.

Le risque que représentent les SPD pour la santé des êtres humains est reconnu depuis plusieurs années (Santé Canada [1995], OMS [1996]), mais il n'a pas encore été traité de manière adéquate en ce qui concerne la qualité de l'eau destinée au bétail.

On compte trois principaux types de SPD dans l'eau d'abreuvement qui représentent un risque potentiel pour le bétail : (1) les chlorophénols, (2) les trihalométhanes (THM) et (3) les acides haloacétiques (AHA). Les chlorophénols apparaissent dans l'eau d'abreuvement à la suite de la chloration des phénols.

De nombreux effets indésirables ont pu être reliés à la production de SPD. On a constaté que plusieurs SPD phénoliques générés pendant la chloration ont été à l'origine de lymphomes, de leucémies et de tumeurs hépatiques chez les rats. Les THM ont un lien direct avec l'accroissement du nombre de cancers de la vessie et il se peut qu'ils participent également à l'augmentation du nombre de cancers rectaux et du colon chez les humains (Mills et coll., 1999). Les animaux d'élevage ayant une vie productive courte, les risques de cancer sont fortement limités. Les substances cancérigènes ne constituent donc généralement pas un problème pour le bétail.

Bien que les caractéristiques cancérigènes des SPD soient susceptibles de présenter un risque pour la santé du bétail destiné à la reproduction ou à la production laitière (durée de vie plus longue) bien plus important que pour les bêtes destinées à l'abattage (durée de vie plus courte), l'aspect pratique de tels problèmes resterait relativement négligeable. D'un autre côté, les effets néfastes chroniques pouvant avoir des répercussions sur la production des animaux proviennent des effets néfastes des SPD sur les paramètres de reproduction. Il a été démontré que l'acide dichloracétique provoque des altérations de la spermatation, ainsi que de la morphologie et de la motilité des spermatozoïdes (Linder et coll., 1997). D'après Veeramachaneni (2000), on peut

Traitement de l'eau

établir un lien entre la présence de SPD dans l'eau et la dégradation des tendances reproductives observées chez les mâles.

Il est possible qu'il y ait un lien entre certains problèmes de reproduction chez les animaux d'élevage et les effets indésirables des sous-produits de désinfection.

Il ne faut pas sous-estimer l'impact potentiel des SPD sur les performances de reproduction des animaux d'élevage. Il est courant que l'eau provenant de sources de surface comme les étangs-réservoirs, les marécages, les lacs et les ruisseaux habituellement utilisée pour le bétail contienne une quantité importante de matière organique et qu'elle soit contaminée par des bactéries. Il est fréquent d'appliquer des procédures de désinfection plus agressives dans les sources de surface pour tuer les bactéries, mais cela entraîne indéniablement un risque élevé de formation de SPD.

Étant donné que la reproduction des animaux de laboratoire peut être affectée par la présence de SPD, il peut en être de même pour les performances de reproduction des animaux d'élevage. Il n'est pas rare que les producteurs doivent faire face à une baisse de la fécondité difficilement explicable. L'éventualité d'un lien entre les SPD et les problèmes de fécondité mérite donc d'être étudiée avec attention.

9. FACTEURS ET CONTAMINANTS À PRENDRE EN COMPTE DANS L'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET GESTION DE LEURS EFFETS INDÉSIRABLES

9.1 Alcalinité, pH et dureté

Le terme **alcalinité** est fréquemment utilisé pour caractériser la qualité de l'eau. L'alcalinité totale est la somme des concentrations de métaux alcalins, c'est-à-dire principalement le sodium et le potassium, mais également le lithium, le rubidium, le césium et le francium. Le sodium et le potassium sont les métaux les plus répandus dans les sources d'eau du Canada.

Lorsque ces métaux entrent en contact avec l'eau, une réaction se produit et entraîne la formation d'hydroxydes alcalins, qui ont tendance à faire augmenter le pH de l'eau. Afin de contrebalancer le pH alcalin de l'eau, il faut y introduire des ions acides. L'alcalinité totale de l'eau est toujours inférieure aux quantités de MDT ou à la salinité, car ces deux dernières comprennent la somme des concentrations de toutes les substances dissoutes dans l'eau, alors que l'alcalinité totale comprend uniquement la somme des concentrations des métaux alcalins.

Tableau 9.1.1 Niveaux d'alcalinité des eaux souterraines de la Saskatchewan

Alcalinité (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<200	95	3,3
200 à 500	2169	75,0
500 à 1 000	610	21,1
>1000	19	0,7

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

Le **pH de l'eau** est un indice exprimant la concentration des ions hydrogènes dans l'eau. Ses valeurs sont exprimées en unités de pH comprises entre 1 et 14. La valeur 7 correspond à un pH neutre, les valeurs inférieures à 7 indiquent un pH acide, et celles supérieures à 7 indiquent un pH alcalin.

On sait encore peu de choses à propos des effets particuliers du pH sur la consommation d'eau, la santé et la production des animaux et sur la population microbienne du rumen. Dans l'idéal, la valeur du pH de l'eau d'abreuvement des animaux laitiers devrait être comprise entre 6 et 8. Une eau dont le pH ne serait pas compris dans cette fourchette peut être à l'origine d'effets aspécifiques liés à des troubles digestifs, des diarrhées, une mauvaise valorisation des aliments ou une baisse de la consommation d'eau et de nourriture.

Le pH de l'eau peut avoir des répercussions plus importantes sur la santé de certains animaux que d'autres. Par exemple, chez les ruminants, la consommation d'une eau dont le pH est inférieur à 5,5 participe à l'acidose métabolique, alors qu'une eau alcaline

Alcalinité, pH et dureté

ayant un pH supérieur à 8,5 peut être à l'origine d'un accroissement du risque d'alcalose métabolique. Chez les bovins laitiers, on a établi un lien entre ces conditions et une baisse de la production laitière et du taux de matière grasse du lait, un faible accroissement de poids par jour, une plus grande prédisposition aux problèmes infectieux et métaboliques et une baisse de la fécondité.

On retrouve souvent également le terme **dureté de l'eau** dans les résultats des analyses destinées à évaluer la qualité de l'eau. Il fait référence à la tendance de l'eau à précipiter le savon ou à former du tartre sur les surfaces chauffées. La dureté est généralement exprimée par la somme du calcium et du magnésium rapportée en quantités équivalentes de carbonate de calcium. D'autres substances, comme le strontium, le fer, le zinc et le manganèse, jouent également un rôle dans la dureté de l'eau. Pour plus d'information sur les effets d'une eau dure ou adoucie sur le bétail, consultez la partie 8.1.

Il ne faut pas confondre l'alcalinité, la salinité et les MDT avec la dureté. Il se peut que les eaux très salines ne contiennent que peu de minéraux, qui sont à l'origine de la dureté. Bien qu'aucune recommandation n'ait été formulée, on estime qu'une eau contenant plus de 500 mg de carbonate de calcium par litre (indicateur de dureté) est de très mauvaise qualité pour la distribution et est propice à l'entartrage. En Saskatchewan, plus de 50 % de l'eau contient plus de 500 mg de carbonate de calcium par litre (indicateur de dureté). Si l'eau est destinée à être chauffée ou utilisée pour nettoyer les réservoirs à lait, elle ne devrait pas contenir plus de 200 mg de carbonate de calcium par litre (indicateur de dureté).

Tableau 9.1.2 Niveaux de dureté des eaux souterraines de la Saskatchewan

Dureté (équivalente à la quantité de CaCO ₃ en mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<100	239	8,3
100 à 200	126	4,4
200 à 500	1003	34,7
500 à 1 000	953	32,9
1 000 à 1 500	343	11,9
1 500 à 2 000	137	4,7
>2000	92	3,2

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

La technologie de traitement permettant de réguler la dureté et le pH de l'eau est relativement peu coûteuse. La dureté est éliminée à l'aide d'un adoucisseur (échange d'ions) et le pH est régulé grâce à l'ajout de soude soit acide soit caustique, la première permettant de diminuer le pH et la seconde de l'augmenter. Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

9.2 Arsenic

L'arsenic est largement présent dans la biosphère et la croûte terrestre et peut être une source importante de contamination pour le bétail s'abreuvant à partir d'eaux souterraines. La production de la plupart des produits à base d'arsenic a aujourd'hui cessé. La contamination de la biosphère est donc souvent le résultat de la présence de conteneurs mis au rebus ou de la pollution industrielle. Les principales sources d'arsenic dans l'air ambiant sont la combustion de carburants fossiles (notamment le charbon), la fusion et l'incinération des déchets. L'arsenic est introduit dans l'eau *via* l'érosion et la météorisation des sols, des minéraux et des minerais, les effluents industriels, et les dépôts atmosphériques (Hindmarsh et McCurdy, 1986; Hutton et Symon, 1986).

Les sources potentielles d'arsenic pour les animaux d'élevage sont la nourriture, l'eau d'abreuvement, le sol et l'air. D'après les estimations d'Environnement Canada et de Santé Canada, dans un contexte habituel, les sources d'exposition impliquant la plus forte consommation d'arsenic sont, par ordre d'importance : la nourriture, l'eau d'abreuvement, le sol et l'air.

Les recommandations initiales du CCME (1987) fixaient à 500 µg/l la quantité maximum d'arsenic pouvant être contenu dans l'eau et ne présentant pas de risque. Ce nombre est relativement élevé, mais il supposait que la nourriture ne contenait que peu d'arsenic. En 1993, cette recommandation a fait l'objet de modifications et la quantité d'arsenic est passée à 71 µg/l. Plus récemment, une recommandation temporaire a fixé cette limite à 25 µg/l. Il convient de remarquer que cette recommandation sur l'arsenic se fonde en grande partie sur une étude obsolète réalisée sur des beagles (Byron et coll., 1967), assez difficilement applicable pour établir des normes sur la qualité de l'eau pour le bétail. La valeur de 25 µg/l a été fixée en appliquant un facteur de sécurité de 10, ainsi qu'un facteur de répartition de 0,2 afin de prendre en compte l'arsenic issu de la nourriture (CCME, 1999).

Lors de l'évaluation du risque lié à la présence d'arsenic dans l'eau d'abreuvement des animaux d'élevage, il faut prendre en compte la consommation totale d'arsenic provenant de l'alimentation (tableau 9.2.1).

9.2.1 Évaluation du risque

Parmi les formes chimiques d'arsenic, on trouve l'arséniate (pentavalent) et l'arsénite (trivalent), ce dernier étant 5 à 10 fois plus toxique que l'arsenic. L'arsenic est problématique, car il est cancérigène pour les humains, même à un faible niveau d'exposition.

Ces propriétés cancérigènes ne constituent généralement pas un problème majeur pour les animaux destinés à l'abattage, étant donné que leur durée de vie est courte. Cependant, la bioconcentration d'arsenic dans le bétail destiné à l'abattage peut présenter un problème de qualité de la viande. La bioconcentration se produit

Arsenic

principalement dans les organes internes des animaux dont l'alimentation contient beaucoup d'arsenic.

Les dernières recommandations de Santé Canada fixent la concentration maximale d'arsenic dans l'eau de boisson destinée aux humains à 10 µg/l, ce qui correspond davantage au chiffre établi par l'Organisation mondiale de la santé. Les recommandations de Santé Canada s'appliquent à la consommation des êtres humains, et on suppose que ces derniers ont été exposés à la présence d'arsenic tout au long de leur vie pour calculer le risque global qu'ils encourent en ingérant de l'arsenic par l'eau de boisson, cette exposition ayant pour conséquence des cancers chez nombre d'entre eux. La recommandation de Santé Canada pour les êtres humains assure un facteur de sécurité important par rapport à celle concernant le bétail. Une telle évaluation de la sécurité peut difficilement être applicable ou utilisable pour le bétail élevé selon des pratiques agricoles habituelles.

Tableau 9.2.1 Exemples de consommation d'arsenic provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.

Recommandations pour l'eau [†]		Recommandations concernant les quantités d'arsenic contenues dans l'alimentation [‡]		
Teneur de l'eau en As (µg/l)	Estimation de la quantité d'arsenic provenant de l'eau par rapport à la consommation totale d'arsenic issue de l'alimentation (mg/jour)	Estimation de la quantité d'arsenic provenant de l'alimentation normale (mg/jour)	Estimation des niveaux d'arsenic issus de l'alimentation généralement considérés comme sûrs et des niveaux d'arsenic issus de l'alimentation pouvant présenter un risque d'effets indésirables ou de toxicité (mg/jour)	
25 [†] (500) ^A	0,8 à 1 (16 à 20) ^A	48,4 – 61,6 [*]	Niveaux acceptables (généralement considérés comme sûrs)	<61,6 [*]
			Niveaux excessifs (risque éventuel d'effets métaboliques indésirables)	330-420 ^{**}
			Niveaux potentiellement toxiques (risque élevé de troubles métaboliques ou de problèmes de santé manifestes)	>420

Remarque 1 : en considérant que l'animal non spécifique en question est une vache de boucherie (PV : 550 – 600 kg), au troisième trimestre de grossesse, nourrie avec du brome-luzerne de qualité moyenne, évoluant dans un environnement où la température ambiante est comprise entre 20 et 25 °C, et mangeant entre 11 et 14 kg de matière sèche, sa consommation d'eau serait comprise approximativement entre 32 et 40 litres par jour.

‡ Les estimations de consommation sont tirées du programme d'équilibrage des rations CowBytes®. Les valeurs concernant la nourriture sont tirées du logiciel d'équilibrage des rations CowBytes (qui inclut le modèle du CNRC de 2000 sur les bœufs), ministère de l'Agriculture et du Développement rural de l'Alberta.

† Les recommandations concernant l'eau d'abreuvement sont fondées sur les recommandations du CCME de 2005.

^A La recommandation du CCME de 1987 peut convenir au bétail si les niveaux d'arsenic présents dans la nourriture sont bas.

^{*} Les calculs se basent sur les valeurs utilisées par l'ACIA comme limites maximales de quantités de métaux pour l'arsenic, soit 4,4 ppm (information fournie par l'inspecteur spécialiste des aliments du bétail, ACIA, communication personnelle de l'auteur).

^{**} Les calculs se basent sur les valeurs des niveaux de tolérance du CNRC – *Mineral Tolerance of Animals*, 2005, 2^e édition révisée, Committee on Minerals and Toxic Substances in diets and Water for Animals, The National Academies Press, Washington, DC..

Sous certaines formes, l'arsenic présente un risque inhérent de toxicité élevé, mais étant donné qu'il se trouve dans l'eau en très faibles quantités, le risque d'effets néfastes sur la santé des animaux d'élevage est généralement minime. Si l'on exclut les possibilités d'empoisonnement accidentel et de pollution industrielle, les risques pour la santé des animaux d'élevage liés à la présence d'arsenic dans l'eau d'abreuvement peuvent être considérés comme très faibles.

Arsenic

Bien que la plus grande part d'arsenic présente chez les animaux d'élevage provienne de la nourriture, il ne faut pas négliger les quantités d'arsenic contenues dans l'eau. Ainsi, lors de l'évaluation de l'exposition à ce produit chimique, il convient de prendre en compte la consommation totale issue à la fois de l'eau et de la nourriture. Cet aspect doit être traité avec une attention particulière dans les zones situées à proximité d'une source géologique naturelle ou d'une source de contamination anthropique, car il s'est avéré que l'eau d'abreuvement qui en est issue représente la principale source d'exposition à l'arsenic.

Répercussions sur la santé : des symptômes de grave intoxication à l'arsenic ont été signalés suite à l'ingestion d'eau de puits contenant de l'arsenic à raison de 1,2 et 21 mg/l (Feinglass, 1973; Wagner et coll., 1979). Parmi les signes de toxicité aiguë, on trouve : les douleurs abdominales, la dépression, la salivation et la diarrhée. Une exposition prolongée à de faibles doses d'arsenic peut être à l'origine d'une toxicité chronique. Celle-ci se caractérise par une pigmentation cutanée et le développement de kératoses, de neuropathies périphériques, de cancers de la peau, de maladies vasculaires périphériques, de cardiopathies hypertensives et de cancers des organes internes. Parmi les signes précurseurs, on retiendra notamment certains troubles neurologiques, tels que l'incoordination, le balancement et l'ataxie. Les animaux affectés restent néanmoins alertes et continuent à boire et à manger. Les manifestations cliniques d'un empoisonnement à l'arsenic dépendent des caractéristiques spécifiques de l'exposition, comme la forme, la composition et la source (pour plus d'information, consultez Puls, 1994).

Répercussions sur la production : en pratique, le risque d'effet direct sur les paramètres de production lié à la présence d'arsenic dans l'eau est faible, voire inexistant. Cependant, étant donné qu'une interaction de l'arsenic avec le sélénium à un niveau moléculaire très spécifique peut entraîner la réduction du sélénium, certains signes subtils liés à une quantité excessive d'arsenic peuvent s'avérer globalement les mêmes que ceux liés à une carence en sélénium (ce point sera davantage détaillé dans la partie suivante qui traite des interactions métaboliques).

Fait à souligner, bien qu'en pratique, le risque d'un effet direct lié à la présence d'arsenic dans l'eau sur la santé ou les paramètres de production est négligeable, le problème de la consommation d'arsenic peut avoir une incidence sur la contamination des produits d'origine animale.

L'arsenic faisant partie du groupe I (substance cancérigène pour les humains), sa présence dans l'eau peut constituer un problème pour la qualité de la viande, en raison des possibilités d'accumulation de cette substance dans certains tissus comestibles. Les données de l'ACIA (*Rapport sur les pesticides, produits chimiques agricoles,*

médicaments vétérinaires, polluants environnementaux et autres impuretés dans les produits agroalimentaires d'origine animale) indiquent que des métaux lourds ont été détectés dans des échantillons de viande canadienne provenant de tous les types de bétail, bien qu'à des niveaux ne dépassant les limites prévues par la loi (d'après l'ACIA). Il est intéressant de souligner que l'arsenic est le métal le plus susceptible d'être détecté dans la viande, suivi, dans l'ordre, par le cadmium et le plomb.

Les données scientifiques récentes sont insuffisantes concernant les problèmes liés à la présence de métaux lourds dans les produits canadiens d'origine animale, mais des études réalisées dans d'autres pays ont montré que les animaux d'élevage peuvent accumuler des métaux toxiques à des niveaux pouvant présenter un risque pour le consommateur (Lopez et coll., 2002, Wilkinson et coll., 2003).

Interactions métaboliques : on considère que l'arsenic a des effets antagonistes sur I, Se, Cu, Hg et Pb. Une présence importante d'arsenic dans l'alimentation peut aggraver une éventuelle carence en cuivre (Uthus, 2001), mais les effets métaboliques les plus probables ayant des répercussions importantes au niveau pratique et dus à une consommation excessive d'arsenic sont ceux résultant des interactions de ce dernier avec le sélénium.

La consommation sur une période prolongée d'une eau fortement concentrée en arsenic peut avoir des effets métaboliques néfastes liés à une interférence de l'arsenic avec l'homéostasie du sélénium. Les interactions entre l'arsenic et le sélénium provoquent la formation de complexes glutathion-arsenic-sélénium excrétés par la bile (Gailer et coll., 2002). En raison de la possibilité d'une diminution continue de la quantité de sélénium dans le corps, due à l'excrétion par la bile des complexes arsenic-sélénium, il y a un risque accru de carence en sélénium chez le bétail exposé de manière chronique à la présence d'arsenic, même à un faible niveau. Ces effets indésirables de l'arsenic devraient faire l'objet d'une attention particulière lorsque les niveaux de sélénium de la nourriture sont tout juste suffisants.

Les niveaux de sélénium devraient être surveillés de près dans les zones où le bétail est généralement exposé à de faibles doses d'arsenic sur une période étendue. Dans la gestion du risque lié à la présence d'arsenic dans l'eau, l'état nutritionnel du sélénium devrait systématiquement être pris en compte, notamment parce que les effets d'une exposition à de faibles doses d'arsenic sur une période étendue sur les paramètres de production du bétail ne sont pas encore connus.

Arsenic

Tableau 9.2.2 Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail à l'arsenic.

Recommandations	Interactions			Effets néfastes et signes de toxicité	
	Éléments essentiels	Métaux toxiques	Effets métaboliques	Toxicité aiguë (exposition à de fortes doses sur une courte période)	Toxicité chronique (exposition à de faibles doses sur une période étendue)
Quantités maximales recommandées pour l'eau d'abreuvement du bétail [†]					
25 µg/L	Cuivre Iode Sélénium	Mercure Plomb	L'arsenic augmente les excrétions de sélénium, ce qui peut provoquer une carence en sélénium. Chez les animaux très productifs, il peut arriver que les paramètres de production soient affectés sans que des signes de toxicité manifestes n'aient pu être constatés.	douleurs abdominales, dépression, salivation, diarrhée Remarque : en pratique, les cas de toxicité aiguë liée à la présence d'arsenic dans l'eau d'abreuvement du bétail sont peu probables.	Les effets indésirables suivants peuvent se produire : pigmentation cutanée accrue, kératoses, cancers de la peau, neuropathies périphériques, maladies vasculaires périphériques, cardiopathies hypertensives, cancers des organes internes. Néanmoins, ce scénario reste peu probable en pratique. Des signes subcliniques d'une exposition chronique à l'arsenic peuvent se manifester sous la forme de symptômes subtils d'une carence en sélénium.

[†] CCME 2005. La dose à partir de laquelle l'arsenic peut être toxique pour les ruminants domestiques semble comprise entre 1 et 2 mg/kg de PV, mais les paramètres de production peuvent être affectés à des niveaux d'exposition inférieurs.

9.2.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

Les niveaux d'arsenic des eaux de surface sont généralement bas, sauf en cas de pollution industrielle. Les niveaux d'arsenic des eaux souterraines dépendent en premier lieu des formations géologiques. Dans les eaux souterraines de la Saskatchewan, on trouve des couches à teneur élevée en arsenic. En Saskatchewan, les concentrations d'arsenic ont varié de 0,5 à 105 µg/l dans les approvisionnements en eau municipale traitée de 539 localités entre 1976 et 2002. Dans 97 % des échantillons, les concentrations étaient inférieures ou égales à 10 µg/l et la moyenne s'établissait à 3 µg/l. Selon la Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base, pour 2966 échantillons, les niveaux d'arsenic des eaux de la Saskatchewan étaient inférieurs à 10 µg/l dans 85 % des cas. Le tableau ci-dessous indique la fréquence des autres niveaux. Le niveau le plus élevé enregistré en Saskatchewan était de 210 µg/l.

Tableau 9.2.3 Concentrations d'arsenic des eaux souterraines de la Saskatchewan

Arsenic (µg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<10	2525	85,3
10 à 25	295	10,0
25 à 50	106	3,6
50 à 100	29	1,0
100 à 200	3	0,1
>200	1	0,03

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

Les sources d'eau des autres régions du Canada, autres que la Saskatchewan, contiennent également des niveaux élevés d'arsenic. En Nouvelle-Écosse, 9 % des échantillons d'eau de puits analysés à l'Environmental Chemistry Laboratory de Halifax entre 1991 et 1997 avaient une concentration d'arsenic supérieure à 25 µg/l. Selon Méranger et coll. (1984), dans certaines localités de la Nouvelle-Écosse, les concentrations d'arsenic dépassaient 50 µg/l dans 33 à 93 % des puits analysés. Elles dépassaient 500 µg/L dans 10 % des puits échantillonnés. À Terre-Neuve, en 2002, les niveaux d'arsenic étaient compris entre 6 et 288 µg/L dans les approvisionnements publics en eau (54 puits). En Colombie-Britannique, on a signalé une concentration maximale d'arsenic de 580 µg/l dans des échantillons d'eaux souterraines prélevés sur l'île Bowen (données tirées du *Document technique élaboré par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement, Santé Canada, Ottawa, Ontario – mai 2006*).

Arsenic

9.2.3 Considérations liées à la gestion

L'antagonisme naturel qui existe entre l'arsenic et le sélénium peut être utilisé dans les stratégies de gestion visant à résoudre des problèmes liés à des quantités excessives d'arsenic et de sélénium.

Dans le cadre de la gestion des risques liés à l'arsenic, il convient de surveiller systématiquement l'état nutritionnel du sélénium, car si, à la suite des stratégies de gestion, ce dernier est présent en quantité inappropriée, cela pourrait avoir de graves conséquences sur les paramètres de production de toutes les catégories de bétail.

Dans les régions où les niveaux d'arsenic contenu dans l'eau sont moyennement élevés, il peut suffire d'équilibrer de manière adéquate les quantités de sélénium contenu dans l'alimentation pour répondre aux besoins métaboliques des animaux, afin de contrebalancer les effets indésirables de l'arsenic (Biswas et coll., 1999).

9.2.4 Technologies de traitement

Parmi les technologies de traitement, on trouve :

- la coagulation (élimine également le fer);
- la filtration sur sable vert au manganèse (élimine également le fer et le manganèse);
- la filtration lente sur sable (en cas de présence de fer);
- la filtration sur charbon actif biologique avec oxydation préalable (élimine également le fer et le manganèse);
- l'oxydation/la modification du pH et la filtration (élimine également le fer et le manganèse);
- l'absorption par alumine activée (uniquement pour l'arsenic);
- la nanofiltration ou les membranes d'osmose inverse (si les quantités de MDT sont élevées).

Les traitements servant à éliminer exclusivement l'arsenic des eaux destinées au bétail sont rarement économiques. On trouve souvent du fer ou du manganèse dans les eaux ayant de fortes concentrations en arsenic, et l'élimination de ces deux substances avec un système de traitement unique permet de réaliser des économies. Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

9.3 Calcium

Le calcium est un nutriment essentiel, mais si les quantités ingérées sont trop importantes par rapport aux besoins du métabolisme, il existe un risque d'effets néfastes qu'il ne faut pas négliger. En fonction des espèces et des objectifs de production, il est courant d'ajouter entre 0,5 et 1 % de calcium dans l'alimentation du bétail. Dans certains cas, l'eau peut contribuer grandement à l'apport total de calcium dans l'alimentation.

On cite souvent la recommandation du CCME de 1 000 mg/l comme valeur maximale ne présentant pas de danger. En effet, à ce niveau, le calcium contenu dans l'eau destinée au bétail ne semble pas poser de problème sur le plan toxicologique. Cependant, si l'on prend en compte le calcium provenant de l'eau et de l'alimentation, les quantités cumulées ingérées quotidiennement peuvent s'avérer excessives, voire toxiques dans certains cas.

Ainsi, si l'on ne prend pas en compte la charge totale de calcium ingérée *via* l'alimentation, il n'est pas d'une grande utilité de définir à quelles quantités le calcium présent dans l'eau ne présente pas de danger.

Le calcium contenu dans l'eau est rarement, voire jamais, pris en compte lors du calcul des besoins alimentaires. Pourtant, comme le montre le tableau 9.3.1, dans certains cas, le calcium contenu dans l'eau, même aux niveaux recommandés, peut présenter un problème, si les quantités totales de calcium ingéré sont élevées.

Calcium

Tableau 9.3.1 Exemples de consommation de calcium provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.

Recommandations pour l'eau [†]		Recommandations concernant les quantités de calcium contenues dans l'alimentation [‡]		
Teneur de l'eau en Ca (mg/l)	Estimation de la quantité de calcium provenant de l'eau par rapport à la consommation totale de calcium issue de l'alimentation (g/jour)	Estimation de la quantité de calcium provenant de l'alimentation normale (g/jour)	Estimation des niveaux de calcium issus de l'alimentation généralement considérés comme sûrs et des niveaux de calcium issus de l'alimentation pouvant présenter un risque d'effets indésirables ou de toxicité (g/jour)	
1000	32 à 40	85 à 110	Niveaux sûrs (généralement considérés comme équilibrés sur le plan nutritionnel)	29 – 144
			Niveaux excessifs (risque éventuel d'effets métaboliques indésirables)	145 – 201
			Niveaux potentiellement toxiques (risque élevé de troubles métaboliques ou de problèmes de santé manifestes)	>201

Remarque 1 : en considérant que l'animal non spécifique en question est une vache de boucherie (PV : 550 à 600 kg), au troisième trimestre de grossesse, nourrie avec du brome-luzerne de qualité moyenne, évoluant dans un environnement où la température ambiante est comprise entre 20 et 25 °C, et mangeant entre 11 et 14 kg de matière sèche, sa consommation d'eau serait comprise approximativement entre 32 et 40 litres par jour. Les estimations de consommation sont tirées du programme d'équilibrage des rations CowBytes®.

Remarque 2 : les suppléments minéraux ou en sel ne sont pas pris en compte dans les estimations des quantités de calcium contenues dans la nourriture.

† Les recommandations concernant l'eau d'abreuvement sont fondées sur les recommandations du CCME de 2005.

‡ Les valeurs des niveaux alimentaires sont tirées du logiciel d'équilibrage des rations CowBytes (qui inclut le modèle du CNRC de 2000 sur les bœufs), ministère de l'Agriculture et du Développement rural de l'Alberta.

Dans la majorité des cas, le bétail peut tolérer des concentrations de calcium dans l'eau allant jusqu'à 1 000 mg/l, si le calcium est le cation dominant et que l'alimentation contient des quantités de phosphore adéquates. Cependant, si les concentrations de magnésium et de sodium sont élevées, ou si du calcium est ajouté à la nourriture en tant que complément alimentaire, le niveau de calcium tolérable dans l'eau d'abreuvement sera certainement inférieur.

C'est pourquoi les effets néfastes éventuels liés à des niveaux élevés de Ca dans l'eau doivent être pris en compte lors de l'évaluation de la charge totale de Ca contenue dans l'alimentation. De plus, bien que le risque de toxicité du calcium en soi soit relativement faible, les effets néfastes liés à des niveaux élevés de calcium dans l'eau doivent être pris en compte dans le cadre de ses effets antinutritionnels complexes.

9.3.1 Évaluation du risque

Il est peu probable que le calcium contenu dans l'eau d'abreuvement du bétail soit réellement toxique, mais si les niveaux de calcium contenus dans l'alimentation sont déjà élevés, l'apport de l'eau en calcium peut avoir un impact non négligeable. Il faut noter que même une ingestion totale de calcium moyennement importante issue de l'eau d'abreuvement et de la nourriture peut entraîner des troubles métaboliques.

Répercussions sur la santé : les effets sur la santé les plus courants sont des problèmes osseux. L'ingestion prolongée de quantités de calcium trop élevées peut entraîner de l'ostéopétrose, une ankylose vertébrale et de l'arthrose dégénérative. Cependant, dans certaines circonstances, le calcium peut se déposer sur les muscles du squelette, ainsi que sur le myocarde. La fonction cardiaque peut donc être compromise ou, dans des cas plus extrêmes ou avancés, cela peut déboucher sur une insuffisance cardiaque.

Répercussions sur la production : d'un point de vue nutritionnel, une alimentation trop riche en Ca peut entraîner la baisse de l'absorption de nutriments, et peut surtout avoir un impact sur la digestibilité des graisses. Même à des niveaux moyennement élevés, il convient de tenir compte des quantités de calcium de l'eau relativement à l'homéostasie de plusieurs autres métaux essentiels. Des quantités excessives de Ca peuvent avoir un impact négatif sur l'absorption du phosphore et du zinc en premier lieu, mais également du magnésium, du fer, de l'iode, du manganèse et du cuivre. Cela peut donc avoir pour effet secondaire un manque de ces éléments, notamment lorsque les quantités de ces derniers contenues dans l'alimentation sont déjà basses ou tout juste acceptables. Concernant le cuivre, sa biodisponibilité peut être davantage compromise par la présence d'autres substances contenues dans l'alimentation, telles que le soufre et le molybdène (pour plus d'information, consultez les parties sur le soufre et le molybdène).

Dans la pratique, le rendement des animaux exposés à des quantités de calcium trop élevées peut être affecté, pas tant par les effets directs du calcium sur le métabolisme, mais plutôt par les interactions métaboliques secondaires avec d'autres nutriments.

Il est généralement admis que des quantités élevées de calcium dans l'alimentation peuvent entraîner la baisse de la consommation de nourriture et avoir un impact négatif sur la digestibilité des nutriments, et ce, pour presque toutes les catégories de bétail. Cependant, on constate des divergences non négligeables entre les différentes espèces quant aux niveaux de tolérance (Alfaro et coll., 1988; Ammerman et coll., 1963; Zimmerman et coll., 1963; Combs et coll., 1966; Clark et coll., 1989; Fungauf et coll., 1961).

Calcium

Ainsi, les effets habituels liés à un excès de calcium dans l'alimentation, tels que la diminution de la consommation de nourriture et de la digestibilité, peuvent avoir un impact sur les paramètres de production de toutes les catégories d'animaux d'élevage. Cependant, il peut y avoir un risque d'exposition plus important pour les animaux très productifs, associé exclusivement au calcium contenu dans l'eau d'abreuvement, car la consommation d'eau augmente proportionnellement avec la production. De plus, les animaux très productifs sont plus enclins aux troubles métaboliques.

Dans le cadre des recommandations du CCME fixant le seuil de calcium à 1 000 mg/l, le calcium contenu dans l'eau à lui seul peut facilement augmenter la charge totale ingérée et avoir de graves conséquences sur le métabolisme, comme le montrent les exemples suivants.

Par exemple, chez les vaches laitières très productives, un excès de calcium peut être un facteur favorisant la parésie post-partum. Une quantité trop importante de Ca (> 100 g/jour) ou de P (> 80 g P) dans l'alimentation entrave la production de parathormone, ainsi que la synthèse du 1,25-dihydroxycholecalciferol, nécessaire pour libérer le Ca stocké dans les os. Comme mentionné dans la partie sur la physiologie et la consommation d'eau, une vache laitière produisant 30 kg de lait par jour boira, en fonction de la température ambiante, entre 92 et 146 l d'eau par jour. Si l'eau contient 1 000 mg de Ca par litre, l'apport de l'eau en calcium dans la consommation totale sera alors de 92 à 146 g/jour.

On peut rencontrer le même problème chez les vaches de boucherie. Ainsi, si le même animal non spécifique que celui pris comme exemple dans le tableau 9.3.1 pour le calcul de la consommation totale de calcium était une vache en lactation, sa consommation d'eau (en fonction de la température ambiante) serait d'environ 64 à 80 litres par jour, et sa consommation de calcium issu de l'eau serait donc de 64 à 80 g par jour. Si l'on applique les mêmes critères que ceux présentés dans le tableau 9.3.1 pour l'estimation de l'apport de calcium issu de l'alimentation, et en prenant en compte le risque d'effets indésirables ou de toxicité, il est évident que, même avec une ration bien équilibrée en calcium, le risque d'effets métaboliques indésirables serait élevé chez cet animal, et qu'il existerait un faible risque de problème de santé lié à des niveaux de calcium élevés dans l'eau.

De manière générale, les exemples dont il est question ci-dessus abordent plusieurs points importants concernant la définition de recommandations concernant la qualité de l'eau destinée au bétail : 1) à lui seul, le calcium contenu dans l'eau peut augmenter la charge totale ingérée et faire atteindre à cette dernière des niveaux pouvant être à l'origine de troubles métaboliques, même avec une alimentation équilibrée en calcium; 2) les recommandations sur l'eau doivent prévoir une marge afin de prendre en compte l'apport de la nourriture en calcium, pour que la charge totale de calcium issue de l'alimentation ne dépasse pas les niveaux de tolérance; 3) lors de la définition des niveaux de tolérance de l'alimentation totale (eau et nourriture), il faut prendre en

compte les interactions métaboliques et nutritionnelles du calcium avec d'autres nutriments essentiels, et les niveaux de ces nutriments doivent être adaptés de manière adéquate afin de ne pas négliger les éventuelles interactions indésirables.

Tableau 9.3.2 Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au calcium.

Recommandations	Interactions			Effets néfastes et signes de toxicité	
	Nutriments essentiels	Métaux toxiques	Effets métaboliques	Exposition à de fortes doses sur une courte période	Exposition à de faibles doses sur une période étendue
Quantités maximales recommandées pour l'eau d'abreuvement du bétail [†] 1 000 mg/l	magnésium, fer, iode, manganèse, cuivre, zinc, vitamine D	plomb, cadmium	<p>Des quantités excessives de Ca réduisent l'absorption de F, Mg, Mn, P, Zn, Pb, Cd, Fe, Cu, I. Des problèmes métaboliques peuvent survenir si les niveaux de métaux indispensables comme Cu, Zn, Mn ou Mg contenus dans l'alimentation sont tout juste suffisants.</p> <p>Une alimentation à forte teneur en Ca peut réduire la digestibilité des nutriments.</p> <p>Des quantités excessives de vitamine D peuvent entraîner une augmentation de la consommation de Ca et favoriser la libération de ce dernier par les os, aggravant ainsi les effets néfastes du Ca.</p> <p>Une quantité trop importante de Ca (> 100 g/jour) ou de P (> 80 g P) dans l'alimentation entrave la production de parathormone, ainsi que la synthèse du 1,25-dihydroxycholecalciferol, nécessaire pour libérer le Ca stocké dans les os.</p>	Il est peu probable que le calcium présent dans l'eau destinée au bétail présente un problème toxicologique.	<p>L'ingestion prolongée de quantités de calcium trop élevées peut entraîner de l'ostéopétrose, une ankylose vertébrale et de l'arthrose dégénérative.</p> <p>Une alimentation trop riche en calcium peut être un facteur favorisant la parésie post-partum.</p>

[†]On cite souvent la recommandation du CCME de 1 000 mg/l comme valeur maximale ne présentant pas de danger, mais si l'on ne prend pas en compte la charge de calcium totale contenue dans l'alimentation, la valeur de cette recommandation reste limitée.

Calcium

Il est important de comprendre qu'en pratique, des problèmes métaboliques peuvent survenir qui ne concernent pas forcément directement le caractère toxique du calcium. Par exemple, si les niveaux alimentaires de métaux essentiels tels que Cu, Zn, Mn ou Mg sont trop faibles ou tout juste suffisants, un excès de calcium peut être à l'origine de signes plus caractéristiques du manque d'un des éléments cités ci-dessus, dû à un excès de calcium. D'un autre côté, les effets néfastes apparents du calcium peuvent être considérablement amplifiés si l'alimentation a une teneur élevée en vitamine D.

Interactions métaboliques : des niveaux élevés de Ca contenus dans l'alimentation réduisent l'absorption de plusieurs nutriments essentiels, notamment F, Mg, Mn, P, Zn, Fe, Cu et I. Ainsi, une ingestion excessive de Ca peut avoir pour effet secondaire un manque de ces éléments. En pratique notamment, il est fréquent que des problèmes métaboliques se produisent lorsque les niveaux de métaux essentiels contenus dans l'alimentation tels que Cu, Zn, Mn ou Mg sont trop faibles ou tout juste suffisants.

L'homéostasie du calcium, même à des niveaux moyennement excessifs, peut être compromise par un déséquilibre de phosphore dans l'alimentation, et par un apport trop important de vitamine D. On a constaté des dépôts de calcium sur les os et le myocarde d'animaux ayant consommé une alimentation à teneur élevée en vitamine D. Il faut souligner que l'ajout de vitamine D dans l'alimentation des animaux est souvent effectué dans des proportions plusieurs fois supérieures à celles recommandées par le CNRC, pour différentes raisons liées à la santé ou à la production.

9.3.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

Le calcium est un élément naturel abondant et la concentration de calcium dans l'eau dépend essentiellement des formations géologiques. Il n'y a pas de dépôt de calcaire en Saskatchewan; les quantités de calcium dans les eaux souterraines ne sont donc généralement pas excessives. Étant donné que le calcium est l'un des principaux facteurs de dureté, les eaux très dures ont une concentration élevée de calcium. Pour convertir la concentration de calcium en dureté (équivalente à la quantité de CaCO_3), il faut multiplier la concentration de calcium par 2,5. Ainsi, pour une eau contenant 1 000 mg de calcium par litre, le niveau de dureté devrait s'élever au moins à 2 500 mg/l.

Tableau 9.3.3 Niveaux de calcium des eaux souterraines de la Saskatchewan

Calcium (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<250	2502	86,5
250 à 500	367	12,7
500 à 1 000	25	0,9
>1000	0	0,0

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

9.3.3 Considérations liées à la gestion

Lors de l'évaluation du risque potentiel d'effets indésirables liés à la présence de calcium dans l'eau, il convient de prendre en compte au moins trois variables alimentaires : 1) l'équilibre des niveaux de phosphore, 2) les facteurs pouvant entraîner l'augmentation de la biodisponibilité du calcium (la vitamine D par exemple), 3) les effets antagonistes avec d'autres métaux essentiels divalents.

Étant donné le nombre important d'interactions métaboliques, les niveaux de minéraux essentiels et de phosphore présents dans l'alimentation doivent être équilibrés pour empêcher une carence due à la présence de calcium.

9.3.4 Technologies de traitement

Parmi les technologies de traitement, on trouve :

- l'adoucissement de l'eau
 - permet éventuellement d'éliminer le calcium mais entraîne la hausse des niveaux de sodium, qui peut être nuisible si ce dernier est déjà présent dans l'organisme dans des quantités excessives;
- la nanofiltration ou les membranes d'osmose inverse.

Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

Chlorure

9.4 Chlorure

Dans l'eau, le chlore se trouve généralement sous forme d'ion chlorure. Le chlore peut être présent dans l'eau sous différentes formes chimiques, soit naturellement, soit par ajout au cours du traitement de l'eau. La présence naturelle d'ions chlorure dans l'eau est souvent associée à celle de sodium, et il convient de prendre en compte les quantités de chlorure et de sodium lors de l'évaluation de la qualité de l'eau.

Le CCME a fixé la limite de chlorure dans l'eau d'abreuvement à < 250 mg/l. D'après Puls (1994), le niveau maximum de chlorure toléré dans l'eau d'abreuvement est de 1 000 mg/l.

Tableau 9.4.1 Exemples de consommation de chlorure provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.

Recommandations pour l'eau [†]		Recommandations concernant les quantités de chlorure contenues dans l'alimentation		
Teneur de l'eau en Cl (mg/l)	Estimation de la quantité de chlorure provenant de l'eau par rapport à la consommation totale de chlorure issue de l'alimentation (g/jour)	Estimation de la quantité [‡] de chlorure provenant de l'alimentation normale (g/jour)	Estimation des niveaux de chlorure issus de l'alimentation généralement considérés comme sûrs et des niveaux de chlorure issus de l'alimentation pouvant présenter un risque d'effets indésirables ou de toxicité (g/jour)	
1000	32 à 40	33 à 110	Niveaux sûrs <i>(généralement considérés comme équilibrés sur le plan nutritionnel)</i>	S.O.
			Niveaux excessifs <i>(risque éventuel d'effets métaboliques indésirables)</i>	S.O.
			Niveaux potentiellement toxiques <i>(risque élevé de troubles métaboliques ou de problèmes de santé manifestes)</i>	S.O.

Remarque 1 : en considérant que l'animal non spécifique en question est une vache de boucherie (PV : 550 à 600 kg), au troisième trimestre de grossesse, nourrie avec du brome-luzerne de qualité moyenne, évoluant dans un environnement où la température ambiante est comprise entre 20 et 25 °C, et mangeant entre 11 et 14 kg de matière sèche, sa consommation d'eau serait comprise approximativement entre 32 et 40 litres par jour. Les estimations de consommation sont tirées du programme d'équilibrage des rations CowBytes®.

[†] Pulse (1994)

[‡] Natural Toxicants in Feeds Forages and Poisonous Plants 2^e ED, 1998, P.R. Cheeke, Interstate Publishers Inc.
S.O. = sans objet (données non disponibles)

9.4.1 Évaluation du risque

Il convient de souligner que les estimations des effets néfastes du chlorure à lui seul dans l'eau sont quelque peu conjecturales, car la présence de chlorure dans l'eau dans des conditions normales est toujours liée à celle d'ions positifs, généralement du sodium. La chloration est l'une des méthodes les plus couramment utilisées pour traiter l'eau d'abreuvement des animaux d'élevage. Une réaction peut se produire entre le chlore utilisé pour désinfecter l'eau et la matière organique, formant alors des sous-produits de désinfection pouvant être nocifs (pour plus d'information, consultez la partie 8.2 intitulée Chloration de l'eau). Dans les systèmes habituels, la teneur en chlore de l'eau traitée doit être surveillée avec attention, afin qu'il n'y ait aucun danger pour les animaux et que le niveau de chlore n'entraîne pas la diminution de la consommation d'eau du bétail.

Répercussions sur la santé : la plupart des animaux peuvent tolérer des quantités de chlorure relativement importantes. Dans des conditions physiologiques normales, le corps dispose de mécanismes très efficaces permettant de contrôler les niveaux de chlorure, et concernant la question de la qualité de l'eau, dans la plupart des cas, la toxicité du chlorure est généralement faible ou négligeable. La présence d'ions chlorure dans l'eau pouvant le plus souvent être mise en relation avec celle d'ions sodium, il faut non seulement prendre en compte les effets indésirables du chlorure, mais également ceux du sodium. La présence de 10 000 ppm de chlorure de sodium (NaCl) dans l'eau d'abreuvement peut être toxique, et la présence de 7 000 ppm de NaCl dans l'eau peut avoir un effet sur la santé et le rendement des troupeaux. Pour plus d'information, consultez la partie sur le sodium.

Répercussions sur la production : le chlorure, à une concentration supérieure à 250 mg/l, altère la saveur de l'eau, ce qui peut entraîner une diminution de la consommation d'eau. Étant donné que l'ion chlorure est un composant important de l'homéostasie acido-basique, une ingestion trop importante de chlorure pendant une période prolongée peut entraver l'équilibre acido-basique. Bien que le risque pour la santé des animaux lié à la présence d'ions chlorure dans l'eau soit très faible (voire nul), le fait de perturber l'équilibre acido-basique des animaux très productifs peut avoir des conséquences sur le métabolisme ayant un impact sur le rendement.

Interactions métaboliques : les effets indésirables du chlorure dans l'eau d'abreuvement ne peuvent pas être traités de manière autonome. L'ion chlorure est l'un des composants ioniques participant à la salinité (voir la partie sur la salinité). Il convient donc de prendre en compte le cas de figure le plus probable, à savoir la combinaison des effets d'ions tels que le sodium, le chlorure et le sulfate. Par exemple, dans leur étude, Sanchez et coll. (1994) expliquent que l'ingestion de quantités élevées de chlorure et de sulfate a un impact sur la production de lait pendant les mois d'été. Une autre étude compare les matières solides dissoutes dans l'eau issues du chlorure de sodium à des concentrations de 196 mg/l et 2 500 mg/l. Les vaches en lactation consommant une eau à forte teneur en sel ont augmenté leur consommation d'eau de

Chlorure

7 % et ont eu tendance à produire moins de lait par rapport aux vaches buvant une eau peu saline (Jaster et coll., 1978). Dans l'étude de Salomon et coll. (1995), il est indiqué qu'une eau saline où le chlorure est le composant principal (580 mg/l) a un impact négatif sur la production de lait, alors que l'amélioration de la qualité de l'eau par dessalement a amélioré la production de lait et la qualité des composants du lait.

Tableau 9.4.2 Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au chlorure.

Recommandations	Interactions		Effets néfastes et signes de toxicité	
	Composants ioniques souvent présents dans l'eau	Effets métaboliques	Exposition à de fortes doses sur une courte période	Exposition à de faibles doses sur une période étendue
<p>Il n'existe actuellement aucune recommandation concernant les concentrations maximales de chlorure dans l'eau d'abreuvement du bétail.</p> <p>Le CCME a fixé la limite de chlorure dans l'eau d'abreuvement à < 250 mg/l.</p>	Sodium Sulfate	<p>La présence de l'ion chlorure dans l'eau est intimement liée à celle du sodium; il est donc difficile de discerner les effets indésirables du chlorure de ceux du sodium.</p> <p>En ce qui concerne l'interaction du chlorure et du sulfate, le déséquilibre des quantités de sulfate ou de chlorure, ou les effets synergiques des deux, peuvent perturber l'homéostasie acido-basique.</p>	La plupart des animaux peuvent tolérer des quantités de chlorure relativement importantes.	Le corps dispose de mécanismes très efficaces permettant de contrôler les niveaux de chlorure, et concernant la question de la qualité de l'eau, dans la plupart des cas, le risque de toxicité chronique du chlorure est généralement négligeable.

[†]Peterson, 2000

9.4.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

Les concentrations de chlorure dans les eaux de surface sont fonction de la formation géologique des régions aquifères et d'alimentation. Certaines sources d'eaux souterraines profondes et anciennes de la Saskatchewan peuvent contenir des quantités de chlorure importantes, mais seulement 1 % des sources d'eaux souterraines dépassent les recommandations pour le bétail, de l'ordre de 1 000 mg/l (Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base). Le niveau de chlorure le plus élevé jamais enregistré dans la Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base est 4 090 mg/l. Le chlorure est généralement présent à

de faibles concentrations dans les eaux de surface naturelles du Canada, à l'exception des régions côtières où l'eau salée peut avoir une certaine influence.

Des quantités importantes de chlorure sont également à l'origine de niveaux élevés de MDT et de conductivité. Le chlorure est généralement lié à la présence de sodium, qui contribue également à la présence de MDT et à la conductivité. Dans la plupart des cas, les MDT sont présentes dans des quantités supérieures à celles indiquées dans les recommandations canadiennes (3 000 mg/l) avant que les niveaux de chlorure n'atteignent le niveau maximal conseillé (1 000 mg/l).

Tableau 9.4.3 Niveaux de chlorure des eaux souterraines de la Saskatchewan

Chlorure (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<250	2737	94,5
250 à 500	100	3,5
500 à 1 000	28	1,0
1 000 à 2 000	27	0,9
>2000	3	0,1

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

9.4.3 Considérations liées à la gestion

Dans le cadre de l'évaluation du risque potentiel d'effets néfastes liés à la présence de chlorure dans l'eau, il convient de prendre en compte l'équilibrage des niveaux de sel contenus dans l'alimentation, ainsi que les quantités d'ions sodium et sulfate.

9.4.4 Technologies de traitement

Parmi les technologies de traitement, on trouve :

- la nanofiltration ou les membranes d'osmose inverse

Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

Fluorure

9.5 Fluorure

Le fluorure est la forme stable du fluor associée à un autre élément. Le fluorure est largement présent dans la biosphère et la croûte terrestre et peut être une source importante de contamination pour le bétail s'abreuvant à partir d'eaux souterraines.

Les principales sources de fluorure au Canada sont la production d'engrais phosphatés et de produits chimiques, ainsi que l'extraction d'aluminium. Ces trois sources représentent au total plus de 75 % des 23 500 tonnes estimées de fluorure inorganique libérées chaque année dans l'environnement. Plus de 13 500 tonnes de matériaux contenant du fluorure sont libérées dans les effluents. Le risque de contamination de l'eau peut donc être élevé dans certaines régions. La quantité de fluorure contenue dans l'eau peut être influencée par le pH et la dureté de l'eau.

Le CCME recommande un maximum de 1 à 2 mg de fluorure par litre d'eau pour le bétail, mais on a également pu constater qu'avec 2 mg de fluorure par litre, des tâches peuvent apparaître sur les dents. Il est important de souligner que les niveaux de tolérance des animaux vis-à-vis de l'eau peuvent dépendre de la consommation totale de fluor issue de l'ensemble des sources alimentaires et environnementales.

Tableau 9.5.1 Exemples de consommation de fluorure provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.

Recommandations pour l'eau [†]		Recommandations concernant les quantités de fluorure contenues dans l'alimentation		
Teneur de l'eau en F (mg/l)	Estimation de la quantité de fluorure provenant de l'eau par rapport à la consommation totale de fluorure issue de l'alimentation (mg/jour)	Estimation de la quantité de fluorure provenant de l'alimentation normale (mg/jour)	Estimation des niveaux de fluorure issus de l'alimentation généralement considérés comme sûrs et des niveaux de fluorure issus de l'alimentation pouvant présenter un risque d'effets indésirables ou de toxicité (mg/jour)	
2	64 à 80	220 à 280*	Niveaux sûrs (généralement considérés comme équilibrés sur le plan nutritionnel)	S.O.
			Niveaux excessifs (risque éventuel d'effets métaboliques indésirables)	440– 560**
			Niveaux potentiellement toxiques (risque élevé de troubles métaboliques ou de problèmes de santé manifestes)	>560**

Remarque 1 : en considérant que l'animal non spécifique en question est une vache de boucherie (PV : 550 – 600 kg), au troisième trimestre de grossesse, nourrie avec du brome-luzerne de qualité moyenne, évoluant dans un environnement où la température ambiante est comprise entre 20 et 25 °C, et mangeant entre 11 et 14 kg de matière sèche, sa consommation d'eau serait comprise approximativement entre 32 et 40 litres par jour. Les estimations de consommation sont tirées du programme d'équilibrage des rations CowBytes®.

† Les recommandations concernant l'eau d'abreuvement sont fondées sur les recommandations du CCME.

Les calculs se basent sur les valeurs citées comme limites supérieures pour les fourrages naturels, soit 20 mg de fluorure par kg de MS (CNRC, 1974).

** Les calculs se basent sur les valeurs des niveaux de tolérance du CNRC – *Mineral Tolerance of Animals*, 2005, 2^e édition révisée, Committee on Minerals and Toxic Substances in diets and Water for Animals, The National Academies Press, Washington, DC..

S.O. = sans objet (données non disponibles)

Fluorure

Tableau 9.5.2 Recommandations du CNRC relatives aux niveaux maximums de fluor dans la nourriture et l'eau de différentes catégories de ruminants.

Catégorie de bétail	Quantités maximales recommandées	
	Nourriture (ppm)	Eau d'abreuvement (mg/l)
Jeune bovin laitier	30	2.5-4.0
Bovin d'abattage	100	12-15
Bovin laitier adulte	40	3-6
Bovin à viande adulte	50	4-8
Brebis	60	5-8
Agneaux d'engraissement	100-150	12-15

Ces données, établies par le Conseil national de recherches du Canada (CNRC, 1980), sont reprises dans de nombreuses publications. Cependant, étant donné que la disponibilité du fluor dépend en grande partie de la forme qu'il prend et de la source dont il provient, il se peut que ces valeurs ne puissent pas être appliquées indifféremment à toutes les situations. Par exemple, le CNRC a fixé la limite de tolérance pour les bovins laitiers à environ 40 mg de fluorure par kg de MS lorsqu'il est ingéré sous forme de NaF. La tolérance des vaches laitières au fluorure ingéré sous forme de CaF (et vraisemblablement au fluorure provenant du sol) peut être jusqu'à deux fois supérieure (Shupe et coll., 1962). Lewis (1995) considère qu'une eau ayant une concentration de fluorure de 4 ppm est relativement sûre pour les chevaux. En revanche, il faut éviter d'utiliser une eau dont la concentration en fluorure est supérieure à 8 ppm.

Wheeler et coll. (1985) ont revu les chiffres à la baisse concernant les limites de fluorure pour les brebis d'élevage. Cependant, il ne serait pas inutile de revoir à nouveau ces données afin de prendre en compte les éventuelles différences de tolérance métabolique des animaux d'élevage modernes et très productifs.

9.5.1 Évaluation du risque

Dans les régions industrielles, l'émission de fumées contenant du fluor ou de poussières contenant du fluorure peut contaminer l'eau et les végétaux consommés par les animaux. Étant donné que la production de fluor dans l'environnement peut être très élevée dans certaines régions, il faut envisager la possibilité d'un risque de contamination de l'eau. Le risque d'exposition des animaux d'élevage à des niveaux de fluor toxiques ou potentiellement toxiques est plus élevé dans les zones où l'eau d'abreuvement est naturellement riche en fluorure (on parle alors de fluorose endémique). On peut constater une augmentation de l'ingestion totale de fluor lorsque l'alimentation des animaux est trop riche en minéraux contenant des fluorures et servant de complément de calcium et de phosphore.

Les quantités de fluor contenues dans l'eau peuvent varier considérablement, en fonction de la zone et de l'activité industrielle. Plusieurs facteurs doivent être pris en

compte dans l'analyse du risque d'exposition au fluorure. La simple présence de fluorure peut ou non être un facteur ayant une influence sur le risque d'effets indésirables, car la biodisponibilité du fluor dépend de la forme qu'il prend et de la source dont il provient. Par exemple, la rétention du fluor provenant de l'aluminium ou des fluorures de calcium est faible. En revanche, les fluorures solubles sont rapidement et presque totalement absorbés par le tractus gastro-intestinal. Le fluor absorbé est rapidement distribué dans l'organisme sous forme d'ions fluorures, et traverse facilement les membranes des cellules. En outre, il faut prendre en compte d'autres composants de l'eau et de la nourriture. Par exemple, les sels de calcium et de magnésium, ainsi que le chlorure de sodium, peuvent diminuer l'absorption de fluor par le tractus gastro-intestinal. À l'inverse, une consommation de glucides inappropriée *via* l'alimentation augmente l'absorption de F par l'organisme.

Répercussions sur la santé : parmi les signes de toxicité grave du fluor, on trouve : la nervosité, la sudation, l'anorexie, la salivation, la dyspnée, les nausées, la gastro-entérite, la faiblesse musculaire et les convulsions cloniques, suivies de dépression, de congestions pulmonaires et d'insuffisances cardiaques et respiratoires. Cependant, dans des circonstances normales, il est très peu probable que le fluor contenu dans l'eau soit à l'origine d'une toxicité aiguë.

Le fluor est une toxine cumulative; c'est pourquoi les animaux vivant plus longtemps (les vaches laitières ou de boucherie par exemple) sont plus susceptibles d'être atteints de fluorose chronique.

Il n'existe pas de critère unique permettant d'évaluer la toxicité du fluor. Les indicateurs les plus fiables d'une ingestion de fluor élevée sont les défauts sur les dents des animaux, comme par exemple :

- les retards d'éruption des incisives définitives;
- la modification de la forme, de la taille, de la couleur et de l'orientation des dents.

Des lésions des os associées à la fluorose peuvent se produire chez les animaux, quel que soit l'âge auquel ils sont exposés. Comparé aux os sains, les os des animaux atteints de fluorose sont crayeux, rugueux et poreux. La fluorose peut également se manifester par d'autres signes comme la boiterie, la raideur, le piétinement, des sabots recourbés et anormaux, un poil sec et terne, ou encore une peau manquant de souplesse. On a également remarqué un affaiblissement des réactions immunitaires.

Répercussions sur la production : généralement, en cas d'exposition chronique et modérée, les manifestations cliniques de toxicité n'apparaissent qu'après plusieurs semaines, voire plusieurs mois. Si le niveau d'exposition est faible, les manifestations cliniques de toxicité peuvent se produire au bout de plusieurs années. Par exemple, dans le cas d'une alimentation contenant 50 mg de F par kg de MS, la fluorose se manifesterait probablement au bout de 3 à 5 ans (Suttie et coll., 1957). Dans leur étude, Shupe et coll. (1963) expliquent que des veaux exposés au fluor dès leur jeune âge et pendant 7 ans ont une tolérance aux fluorures solubles de 30 mg par kg de MS.

Fluorure

Cependant, le dépôt de fluor sur les os se produit même à de faibles niveaux d'exposition. L'exposition des animaux en lactation ou en gestation au fluorure peut entraîner une augmentation des niveaux de fluorure dans le lait et dans le sang des nouveau-nés (Wheeler et coll., 1985). Lors des étapes initiales, il se peut que les paramètres de production de lait ne soient pas touchés de façon importante (Suttie et Kolstad, 1977). De même, on ne constate pas de baisse notable de la digestibilité et de l'utilisation de l'énergie et des protéines (Shupe et coll., 1962, 1963). Il ne faut toutefois pas négliger les effets secondaires des modifications subcliniques liées à l'ingestion de fluorure. Par exemple, des problèmes de mastication et une sensibilité accrue au froid lors de l'abreuvement peuvent entraîner une diminution de la consommation de nourriture, des problèmes d'absorption des protéines et donc un retard de croissance et une baisse de la production de lait.

Des niveaux élevés de fluorure dans l'alimentation peuvent avoir un impact sur la production de lait (Stoddard et coll., 1963). On a également constaté des effets indésirables sur la reproduction (PISSC, 2002). Il peut arriver que les performances de reproduction des bovins soient affectées par la présence de fluor dans l'eau d'abreuvement. Cependant, en pratique, ce cas de figure est peu probable, voire impossible. Il est généralement admis que le niveau maximal de fluor dans l'eau d'abreuvement ne présentant pas de danger pour la reproduction est compris entre 100 et 200 mg/l (CNRC, 1993). À quelques exceptions près, de tels niveaux ne sont pas vraiment réalistes dans les situations courantes.

Interactions métaboliques : le fluor peut entraver le métabolisme des éléments suivants : Mg, Mn, Fe, Mo, Cu et Zn. La synthèse de la vitamine B12 et l'activité de l'acide folique peuvent également être compromises. Plus les quantités de fluor dans l'alimentation augmentent, plus l'utilisation des protéines diminue. L'aluminium (sous forme de sulfate, de chlorure, de lactate ou d'hydroxyde) réduit la toxicité du fluor et l'accumulation de ce dernier dans les os.

Tableau 9.5.3 Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au fluorure.

Recommandations	Interactions		Effets néfastes et signes de toxicité	
	Éléments essentiels	Effets métaboliques	Exposition à des doses modérées ou élevées sur une courte période	Exposition à des doses faibles ou modérées sur une longue période
1 à 2 mg de F/l	magnésium, fer, manganèse, cuivre, zinc, molybdène	<p>Le fluorure peut entraver le métabolisme des éléments suivants : Mg, Mn, Fe, Mo, Cu et Zn. La synthèse de la vitamine B12 et l'activité de l'acide folique peuvent également être compromises.</p> <p>Plus les quantités de fluor dans l'alimentation augmentent, plus l'utilisation des protéines diminue.</p> <p>Les sels de calcium et de magnésium peuvent diminuer l'absorption de fluor par le tractus gastro-intestinal.</p> <p>À l'inverse, une consommation de glucides inappropriée <i>via</i> l'alimentation augmente l'absorption de F par l'organisme.</p>	<p>Il est très peu probable que le fluor contenu dans l'eau soit à l'origine d'une toxicité aiguë. Parmi les signes de toxicité aiguë, on trouve : la nervosité, la sudation, l'anorexie, la salivation, la dyspnée, les nausées, la gastro-entérite, la faiblesse musculaire et les convulsions cloniques, suivies de dépression, de congestions pulmonaires et d'insuffisances cardiaques et respiratoires.</p> <p>En cas d'exposition chronique et modérée, les manifestations cliniques de toxicité n'apparaissent qu'après plusieurs semaines, voire plusieurs mois.</p>	<p>Si le niveau d'exposition est faible, les manifestations cliniques de toxicité peuvent se produire au bout de plusieurs années.</p> <p>Des lésions des os associées à la fluorose peuvent se produire chez les animaux, quel que soit l'âge auquel ils sont exposés. Comparé aux os sains, les os des animaux atteints de fluorose sont crayeux, rugueux et poreux.</p> <p>Le problème peut se manifester par : la boiterie, la raideur, le piétinement, ou des sabots recourbés et anormaux.</p> <p>À des niveaux d'exposition élevés, le problème peut se caractériser par : un poil sec et terne, une peau manquant de souplesse, un affaiblissement des réactions immunitaires, un retard de chaleurs, de mauvaises performances de reproduction, des retards de croissance et la baisse de la production de lait.</p>

[†] Le CCME recommande un maximum de 1 à 2 mg de fluorure par litre d'eau pour le bétail, mais on a également pu constater qu'avec 2 mg de fluorure par litre, des tâches peuvent apparaître sur les dents. Les niveaux de tolérance pour l'eau peuvent dépendre de nombreux paramètres ayant trait à l'alimentation, ainsi que des quantités totales de fluor ingérées à partir de l'ensemble des sources alimentaires et environnementales.

Fluorure

9.5.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

Le fluorure est naturellement présent dans les formations géologiques et les concentrations varient en fonction de la source d'eau. Il est utilisé dans la fabrication de l'aluminium, des engrais phosphatés et des briques; il existe donc une possibilité de contamination des eaux de surface. Les niveaux de fluorure des eaux souterraines de la Saskatchewan dépassent rarement les recommandations canadiennes pour le bétail, comprises entre 1 et 2 mg/l (Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base).

Tableau 9.5.4 Niveaux de fluorure des eaux souterraines de la Saskatchewan

Fluorure (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<1	934	97,0
1 à 1,5	21	2,2
1,5 à 2	4	0,4
2 à 4	2	0,2
>4	2	0,2

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

9.5.3 Considérations liées à la gestion

Dans le cadre de l'évaluation du risque potentiel d'effets néfastes liés à la présence de fluor dans l'eau, il convient de prendre en compte l'équilibrage des niveaux de fluor contenus dans l'alimentation. On peut utiliser les facteurs permettant d'augmenter la biodisponibilité du fluor pour compenser des niveaux bas à modérés.

9.5.4 Technologies de traitement

Parmi les technologies de traitement, on trouve :

- la nanofiltration ou les membranes d'osmose inverse

Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

9.6 Fer

Le fer est le quatrième élément le plus répandu sur la croûte terrestre, et il est largement présent dans la biosphère. La plupart des sources d'eaux souterraines contiennent du fer, mais les quantités peuvent varier de manière importante en fonction de la situation géographique et géologique. En général, les sources d'eau issues de puits profonds contiennent plus de fer que les puits de surface ou à pointe filtrante. Bien que le fer soit un élément essentiel, sa disponibilité dans l'eau peut varier en fonction de sa forme chimique. Dans certaines sources d'eau, il est plus probable que le fer soit présent sous forme d'oxyde de fer insoluble, ce qui rend sa biodisponibilité assez faible.

La présence de fer dans l'eau d'abreuvement du bétail est généralement considérée comme un désagrément (notamment pour les canalisations) plutôt que comme un problème toxicologique. Le CCME n'a pas formulé de recommandations quant aux niveaux de fer de l'eau d'abreuvement du bétail. L'objectif esthétique concernant la présence de fer dans l'eau de boisson (destinée aux humains) est de 0,3 mg/l.

Fer

Tableau 9.6.1 Exemples de consommation de fer provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.

Recommandations pour l'eau [†]		Recommandations concernant les quantités de fer contenues dans l'alimentation [‡]		
Teneur de l'eau en Fe (mg/l)	Estimation de la quantité de fer provenant de l'eau par rapport à la consommation totale de fer issue de l'alimentation (g/jour)	Estimation de la quantité de fer provenant de l'alimentation normale (g/jour)	Estimation des niveaux de fer issus de l'alimentation généralement considérés comme sûrs et des niveaux de fer issus de l'alimentation pouvant présenter un risque d'effets indésirables ou de toxicité (g/jour)	
S.O.	0,96 à 1,2 (en supposant qu'un litre d'eau contient 0,3 mg de fer)	1,7 à 2,2	Niveaux sûrs (généralement considérés comme équilibrés sur le plan nutritionnel)	<5,31
			Niveaux excessifs (risque éventuel d'effets métaboliques indésirables)	5,32 – 7,97
			Niveaux potentiellement toxiques (risque élevé de troubles métaboliques ou de problèmes de santé manifestes)	>7,97

† Le CCME n'a pas formulé de recommandations quant aux niveaux de fer de l'eau d'abreuvement du bétail.

Calcul arbitraire basé sur une teneur en fer de 10 mg/l, qui correspond au niveau de fer habituel de plusieurs régions de la Saskatchewan.

Remarque 1 : en considérant que l'animal non spécifique en question est une vache de boucherie (PV : 550 – 600 kg), au troisième trimestre de grossesse, nourrie avec du brome-luzerne de qualité moyenne, évoluant dans un environnement où la température ambiante est comprise entre 20 et 25 °C, et mangeant entre 11 et 14 kg de matière sèche, sa consommation d'eau serait comprise approximativement entre 32 et 40 litres par jour. Les estimations de consommation sont tirées du programme d'équilibrage des rations CowBytes®.

Remarque 2 : les suppléments minéraux ou en sel ne sont pas pris en compte dans les estimations des quantités de fer contenues dans la nourriture.

‡ Les valeurs concernant la nourriture sont tirées du logiciel d'équilibrage des rations CowBytes (qui inclut le modèle du CNRC de 2000 sur les bœufs), ministère de l'Agriculture et du Développement rural de l'Alberta.

S.O. = sans objet (données non disponibles)

9.6.1 Évaluation du risque

Répercussions sur la santé : on considère que le risque de toxicité directement lié à la présence de fer est minime pour le bétail. En effet, aucun effet toxique directement lié à une surcharge de fer n'a été enregistré chez les bovins. Cependant, une surcharge de Fe augmente le risque d'infection et de néoplasie. En outre, la carence en cuivre

pouvant découler de cette surcharge de Fe peut compromettre la première barrière de défenses immunitaires (Boyne et Arthur, 1986).

Répercussions sur la production : les signes caractéristiques d'une surcharge chronique en fer sont la baisse de la consommation de nourriture, du taux de croissance et de l'indice de transformation. À une concentration de 1 600 ppm, le fer entraîne des réductions importantes de l'accroissement du poids par jour et de la consommation de nourriture du bétail (Standish et coll., 1969). Chez les veaux, on peut constater une baisse du rendement à partir du moment où la concentration de fer dans l'alimentation est d'au moins 500 ppm (Koong et coll., 1970). On a également remarqué des répercussions négatives dues à la présence de fer sur la qualité de la viande de veau.

Bien que le risque d'effets indésirables du fer sur les paramètres de production soit faible, contrairement à ce que l'on pourrait croire, le problème de la présence de fer dans l'eau d'abreuvement ne devrait pas être négligé. Si le fer contenu dans l'eau s'est ionisé pour devenir un cation divalent, il peut interférer avec la biodisponibilité d'autres métaux divalents tels que le cuivre, le zinc, le magnésium, le manganèse ou le calcium. La plupart des répercussions négatives dues à la présence de fer dans l'alimentation sont indirectement liées à des effets secondaires se caractérisant par des carences résultant d'interactions antagonistes. Un excès de fer dans l'alimentation des bovins et des ovins se caractérise le plus souvent par une carence en Cu.

Il est intéressant de noter que des concentrations élevées de fer dans l'eau d'abreuvement peuvent constituer un facteur de risque non négligeable de prolifération intestinale de la bactérie *Clostridium botulinum* et de développement du botulisme qui en découle (Pecelunas et coll., 1999). La recherche que nous avons réalisée récemment nous a permis de montrer qu'une eau à forte teneur en fer favorise la prolifération de la bactérie *Clostridium perfringens* dans le contenu intestinal des poulets, augmentant ainsi le risque d'entérite nécrotique (Olkowski et coll., manuscrit en préparation).

Bien que des quantités élevées de fer dans l'eau d'abreuvement n'aient pas d'impact toxicologique direct, il convient de prendre en compte les effets métaboliques secondaires pour au moins deux raisons : 1) le fer peut altérer la saveur de l'eau et donc entraîner une diminution de l'abreuvement, 2) une ingestion excessive de fer peut avoir des effets néfastes sur le métabolisme de plusieurs micronutriments essentiels.

Interactions métaboliques : un excès de fer peut avoir des conséquences sur un ensemble important de processus métaboliques à travers de nombreuses interactions métaboliques. Parmi les effets physiologiques principaux, on compte des interactions avec des nutriments essentiels tels que le Co, Cu, Mn, Se et Zn : en effet, une alimentation à forte teneur en fer peut entraîner un manque de ces éléments. Les antagonismes entre le cuivre et le fer peuvent avoir des conséquences métaboliques (Suttle et coll., 1984, Suttle et Peter, 1985).

Fer

On a constaté une diminution du niveau de cuivre chez les bovins due à la présence de seulement 250 mg de Fe/kg de MS (Bremner et coll., 1987). L'antagonisme du fer et du cuivre ne semble néanmoins pas évident chez les veaux préruminants (Bremner et coll., 1987). Si l'on ajoute 1 000 mg de fer par kilo d'alimentation, les effets néfastes sur les niveaux de cuivre des bovins ne peuvent pas être compensés par l'ajout de sulfate de cuivre ou de protéinate de cuivre (5 ou 10 mg/kg d'alimentation). Les bouvillons Simmental ont toujours eu des niveaux de cuivre plus bas que les bovins Angus, laissant supposer que la race Simmental a des besoins plus importants en cuivre (Mullis et coll., 2003).

La diminution accélérée des réserves de cuivre dans le foie des veaux sevrés et ayant reçu un supplément de fer (Humphries et coll., 1983) est probablement le reflet de l'inhibition de l'absorption du cuivre, et les interactions se produisant chez les ovins (Suttle et coll., 1984) et les bovins (Bremner et coll., 1987) dépendent en partie de la présence de soufre.

Les ruminants consommant une alimentation à base de fourrage ingèrent souvent des niveaux élevés de Fe *via* l'eau, le fourrage et le sol. On a constaté que des quantités élevées de Fe réduisent de façon importante les niveaux de Cu des bovins (Standish et coll., 1971; Campbell et coll., 1974; Humphries et coll., 1983) et des ovins (Prabowo et coll., 1988). On a également observé une diminution des concentrations de Zn dans le foie des bouvillons ayant reçu un supplément de 1 000 mg de Fe/kg de MS (Standish et coll., 1971), ce qui laisse supposer que la présence de quantités élevées de Fe dans l'alimentation provoque la baisse de la biodisponibilité de Zn.

L'acide ascorbique (vitamine C) est réputé pour favoriser l'absorption de fer. Il a été démontré que les interactions entre les sels ferreux et la vitamine C ont des effets néfastes sur les animaux (Fisher et Naughton, 2004).

La consommation d'une eau ayant une concentration de fer de 10 ppm peut participer de manière non négligeable à l'ingestion totale de fer du bétail. Par exemple, une vache produisant 30 kg de lait par jour boit, selon la température ambiante, entre 92 et 146 l d'eau quotidiennement. Si l'eau contient 10 mg de Fe/l, l'ingestion de fer provenant de l'abreuvement est donc comprise entre 920 et 1 460 mg/jour.

Tableau 9.6.2 Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au fer.

Recommandations	Interactions			Effets néfastes et signes de toxicité	
	Nutriments essentiels	Métaux toxiques	Effets métaboliques	Exposition à de fortes doses sur une courte période	Exposition à de faibles doses sur une période étendue
<p>S.O.</p> <p>Le CCME n'a pas formulé de recommandations quant aux niveaux de fer de l'eau d'abreuvement du bétail.</p> <p>L'objectif concernant la présence de fer dans l'eau de boisson est de 0,3 mg/l.</p>	<p>sélénium, cobalt, manganèse, cuivre, zinc, calcium, vit. C et E</p>	<p>S.O.</p>	<p>Des quantités élevées de Fe peuvent altérer la saveur de l'eau.</p> <p>Des quantités élevées de Fe peuvent provoquer des carences en Co, Cu, Mn, Se et Zn.</p> <p>On a constaté une diminution du niveau de cuivre chez les bovins due à la présence de seulement 250 mg de Fe/kg de MS.</p> <p>La diminution des réserves de cuivre dans le foie des veaux sevrés et ayant reçu un supplément de fer peut être reliée à un problème d'absorption du cuivre, et les interactions se produisant chez les ovins et les bovins dépendent en partie de la présence de soufre.</p> <p>L'acide ascorbique (vitamine C) peut favoriser l'absorption de fer, alors que la vitamine E permet d'éviter les effets indésirables.</p>	<p>Aucun effet toxique directement lié à une surcharge de fer n'a été enregistré chez les bovins.</p>	<p>Si le fer contenu dans l'eau s'est ionisé pour devenir un cation divalent, il peut interférer avec la biodisponibilité d'autres métaux divalents tels que le cuivre, le zinc, le magnésium, le manganèse ou le calcium.</p> <p>La plupart des répercussions négatives dues à la présence de fer dans l'alimentation sont indirectement liées à des effets secondaires se caractérisant par des carences résultant d'interactions antagonistes.</p> <p>Un excès de fer dans l'alimentation des bovins et des ovins se caractérise le plus souvent par une carence en Cu.</p> <p>Les signes caractéristiques d'une surcharge chronique en fer sont la baisse de la consommation de nourriture, du taux de croissance et de l'indice de transformation.</p> <p>À une concentration de 1 600 ppm, le fer entraîne des réductions importantes de l'accroissement du poids par jour et de la consommation de nourriture du bétail. Chez les veaux, on peut constater une baisse du rendement à partir du moment où la concentration de fer dans l'alimentation est d'au moins 500 ppm.</p>

S.O. = sans objet (données non disponibles)

Fer

9.6.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

Les eaux de surface et les eaux souterraines contiennent toutes deux du fer, mais les concentrations sont généralement plus élevées dans les sources souterraines. Dans les sources d'eau de surface, l'environnement oxydant provoque souvent la précipitation et la sédimentation du fer. Des conditions anaérobies peuvent favoriser la dissolution des sédiments de fer et le retour de ce dernier dans l'eau. Dans les eaux souterraines, l'environnement réducteur favorise la dissolution du fer et son maintien à l'état dissous.

Tableau 9.6.3 Niveaux de fer des eaux souterraines de la Saskatchewan

Fer (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<0.1	1405	47,3
0,1 à 0,3	328	11,1
0,3 à 1	416	14,0
1 à 2	258	8,7
2 à 5	351	11,8
5 à 10	161	5,4
10 à 20	39	1,3
>20	11	0,4

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

9.6.3 Considérations liées à la gestion

La présence de fer dans l'eau d'abreuvement du bétail est généralement considérée comme un désagrément (notamment pour les canalisations) plutôt que comme un problème toxicologique. En équilibrant les quantités de nutriments ayant été affectés par une consommation excessive de fer, les effets indésirables du fer liés aux interactions métaboliques devraient être compensés. L'élimination du fer est probablement la meilleure technique pour gérer efficacement des niveaux élevés de fer dans l'eau d'abreuvement.

9.6.4 Technologies de traitement

Parmi les technologies de traitement, on trouve :

- la coagulation;
- la filtration sur sable vert au manganèse;
- la filtration lente sur sable;
- la filtration sur charbon actif biologique avec oxydation préalable;
- l'oxydation/la modification du pH et la filtration;
- la nanofiltration ou les membranes d'osmose inverse;
- l'oxydation et la décantation.

Les traitements servant à éliminer exclusivement le fer des eaux destinées au bétail restent abordables. On trouve souvent du fer ou du manganèse dans les eaux ayant de fortes concentrations en arsenic, et l'élimination de ces deux substances avec un système de traitement unique permet de réaliser des économies. Pour plus

d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

Plomb

9.7 Plomb

Le plomb est naturellement présent dans la croûte terrestre à une concentration d'environ 13 mg/kg. Cependant, dans certaines régions, les concentrations sont beaucoup plus élevées, notamment au niveau des gisements de minerais de plomb dispersés à travers le monde. La concentration en plomb des eaux de surface peut varier de manière considérable en fonction des sources de pollution, de la teneur en plomb des sédiments, et de la teneur de l'eau en pH, en salinité et en matières organiques. Dans les eaux douces non polluées, les concentrations en plomb dissous sont généralement très basses, soit moins de 0,01 mg/l (Fergusson, 1990; Galvin, 1996). La majorité du plomb (plus de 90 %) transporté par les courants non pollués prend la forme de particules en suspension (Salomons et Förstner, 1984). Les principales sources de plomb pour les oiseaux d'eau et autres animaux sauvages sont les grenailles de plomb, les balles, les cartouches et les poids de lestage en plomb utilisés pour la pêche récréative (Burger et Gochfeld, 2000; D Francisco et coll., 2003).

D'après les recommandations canadiennes (CCME, 1987), la concentration de plomb de l'eau de boisson devrait être inférieure à 0,1 mg/l. Pour certaines catégories d'animaux d'élevage très productifs, la présence de 0,1 mg de plomb par litre d'eau peut faire augmenter de plusieurs milligrammes la quantité de plomb ingérée quotidiennement (tableau 9.7.1).

Tableau 9.7.1 Exemples de consommation de plomb provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.

Recommandations pour l'eau [†]		Recommandations concernant les quantités de plomb contenues dans l'alimentation [‡]	
Teneur de l'eau en Pb (mg/l)	Estimation de la quantité de plomb provenant de l'eau par rapport à la consommation totale de plomb issue de l'alimentation (mg/jour)	Estimation de la quantité de plomb provenant de l'alimentation normale (limite maximale) [‡]	Niveau maximal tolérable dans l'alimentation (mg/kg de MS)
0,1	3,2 à 4	S.O. [‡] (55 à 70 mg/jour) [*]	S.O. [‡] (30 mg/kg) ^{*‡}

Remarque 1 : en considérant que l'animal non spécifique en question est une vache de boucherie (PV : 550 à 600 kg), au troisième trimestre de grossesse, nourrie avec du brome-luzerne de qualité moyenne, évoluant dans un environnement où la température ambiante est comprise entre 20 et 25 °C, et mangeant entre 11 et 14 kg de matière sèche, sa consommation d'eau serait comprise approximativement entre 32 et 40 litres par jour. Les estimations de consommation sont tirées du programme d'équilibrage des rations CowBytes®.

Remarque 2 : les suppléments minéraux ou en sel ne sont pas pris en compte dans les estimations des quantités de plomb contenues dans la nourriture.

† Les recommandations concernant l'eau d'abreuvement sont fondées sur les recommandations du CCME de 2005.

‡ Les valeurs des niveaux alimentaires sont tirées du logiciel d'équilibrage des rations CowBytes (qui inclut le modèle du CNRC de 2000 sur les bœufs), ministère de l'Agriculture et du Développement rural de l'Alberta.

S.O. = sans objet (données non disponibles)

Remarque 3 : d'après le CNRC (2005), les ruminants peuvent tolérer une alimentation contenant 250 mg de plomb/kg pendant plusieurs mois, sans que cela n'ait d'effets significatifs sur leur rendement. Cependant, les rognons contenant du plomb peuvent présenter un danger pour la consommation humaine.

Remarque 4 : *les valeurs utilisées par l'ACIA comme limites maximales de quantités de métaux pour le plomb sont définies à 5 ppm (information fournie par l'inspecteur spécialiste des aliments du bétail, ACIA, communication personnelle de l'auteur).

^{*}Recommandation selon Puls, 1994

9.7.1 Évaluation du risque

Le risque de toxicité du plomb chez le bétail dépend en grande partie du type d'animal, de l'état physiologique et nutritionnel et de l'âge. Bien que le risque d'effets néfastes liés à la présence de plomb dans l'eau d'abreuvement soit généralement très faible, l'eau peut constituer un apport non négligeable dans la charge totale de plomb ingérée *via* l'alimentation.

La nourriture peut contenir des quantités de plomb bien plus importantes que l'eau, mais le plomb contenu dans l'eau est absorbé beaucoup plus facilement que celui contenu dans la nourriture (Goyer 1997). C'est pourquoi les animaux peuvent tolérer des niveaux d'exposition quotidiens beaucoup plus élevés lorsque le plomb ingéré est issu de la nourriture plutôt que de l'eau. La consommation d'une eau contenant du plomb, si elle n'est pas accompagnée de l'ingestion simultanée de nourriture, est beaucoup plus toxique que si l'eau est bue au cours d'un repas.

Plomb

Les jeunes animaux absorbent mieux le plomb que les animaux plus âgés et montrent donc une tolérance au plomb moindre. Les bovins, notamment les jeunes veaux, sont extrêmement sensibles à la toxicité du plomb (Neathery et Miller, 1975).

Parmi les facteurs alimentaires ayant une influence sur la toxicité du plomb, le niveau de calcium est l'un des plus importants. En effet, des niveaux élevés de calcium et de phosphore dans l'alimentation entraînent la diminution de l'absorption du plomb par l'intestin, rendant ainsi ce métal moins toxique. Une alimentation à faible teneur en fer favorise l'absorption gastro-intestinale du plomb, et augmente donc le risque de toxicité de ce dernier pour les animaux. De même, le lactose est propice à l'absorption du plomb chez les veaux (Zmudzki et coll., 1986). Enfin, le sélénium et le monensin augmentent l'accumulation du plomb chez les poulets (Khan et coll., 1993, 1994).

Chez un animal ayant une charge corporelle faible à moyenne, la plus grande partie du plomb est retenue dans l'ossature. Cependant, au-delà d'une certaine limite, les reins et le foie peuvent accumuler le plomb dans des quantités importantes. Le plomb passe dans le placenta beaucoup plus facilement que d'autres métaux lourds.

Répercussions sur la santé : s'il est ingéré par le bétail dans de grandes quantités, le plomb peut être mortel. Par exemple, des décès de veaux ont été constatés après une exposition accidentelle à une dose d'environ 5 à 8 mg de Pb/kg de PV/jour pendant 30 jours (Osweiler et Ruhr 1978). Des décès de moutons ont également eu lieu après une exposition alimentaire à 5,7 mg de Pb/kg de PV/jour (James et coll., 1966).

Le plomb touche plusieurs systèmes d'organes, notamment les systèmes nerveux, hématopoïétique, rénal, endocrinien et osseux. En principe, le plomb s'accumule dans les os, mais lorsqu'un certain seuil est atteint, les niveaux de plomb en circulation peuvent augmenter de manière considérable jusqu'à ce que des signes d'empoisonnement apparaissent. En général, les signes d'empoisonnement au plomb ne sont pas spécifiques, et comprennent notamment : l'anémie, l'anorexie, la fatigue, la dépression, la constipation ou la diarrhée, les douleurs abdominales, la néphropathie, la cécité, une tendance à pousser de la tête, le beuglement, les tremblements, les convulsions et la salivation. Des expositions chroniques peuvent entraîner une perte de poids.

Les effets chroniques tels que l'anorexie et la détresse respiratoire proviennent de faibles niveaux d'empoisonnement. Chez les animaux exposés de manière chronique, la teneur du sang en plomb augmente à la fin de la période de gestation et au début de la période de lactation car leur contenu minéral osseux est mobilisé. Cela a parfois provoqué des avortements. Le Pb commence à passer dans le lait à partir du moment où le niveau de Pb dans le sang dépasse 0,3 ppm. On a observé des difficultés de déglutition et d'allaitement chez les veaux. De plus, on sait que le plomb affaiblit les réactions immunitaires. En effet, on a constaté une baisse de la résistance aux maladies suite à une ingestion peu importante de plomb (Hemphill et coll., 1971).

Il est facile d'établir un diagnostic de toxicité au plomb lors de l'autopsie. Dans les cas graves, on peut trouver des concentrations élevées de plomb dans le digesta et dans les fèces, ainsi que dans les reins.

Répercussions sur la production : une faible consommation de plomb issu de l'alimentation ne provoque pas d'augmentation notable des quantités de plomb dans les produits tels que le lait ou la viande. Cependant, ce métal est accumulé par le foie et les reins. À des niveaux élevés, le plomb peut s'accumuler dans les tissus mous des animaux à un degré pouvant dépasser les niveaux acceptables pour la consommation humaine, si le bétail est élevé dans des zones contaminées par du plomb (CNRC, 1980). Le plomb peut avoir un effet néfaste sur les fonctions reproductives, aussi bien des mâles et que des femelles (PISSC, 1995; Sallmen, 2001).

En plus de l'effet direct du plomb sur la santé ou sur les paramètres de production, il convient également de prendre en compte l'exposition au plomb dans le contexte de la contamination des produits d'origine animale.

Il convient de noter que, même à de faibles niveaux d'exposition, les organes consommables par les humains, tels que le foie et les rognons, peuvent accumuler du plomb. Bien qu'une faible ingestion de plomb ne provoque pas d'augmentation notable de la teneur en plomb du lait, les études sur l'ingestion de plomb ont montré qu'il existe un lien entre les quantités ingérées et celles contenues dans le lait (Sharma et coll., 1982). Étant donné que le plomb est très présent dans le lait (Hallen et Oskarsson, 1995), le lait produit par les vaches exposées à la présence de plomb dans leur alimentation peut ne pas être adapté à la consommation par les humains.

Interactions métaboliques : le plomb peut interférer avec le métabolisme de plusieurs métaux essentiels. La présence de plomb dans l'alimentation entraîne l'augmentation du niveau de zinc dans le foie, mais la baisse des niveaux de cuivre et de manganèse dans le foie et les reins respectivement. L'augmentation des niveaux de calcium, de cobalt, de zinc, de cuivre, de fer et de sélénium permet de réduire la toxicité du plomb. À l'inverse, la hausse du niveau de cadmium peut provoquer un accroissement de la toxicité du plomb. La toxicité du plomb a également des effets indésirables sur le métabolisme de la vitamine D, et peut accroître le besoin apparent de calcium issu de l'alimentation. Enfin, l'acide ascorbique, la thiamine et la niacine peuvent réduire la toxicité du plomb.

Plomb

Tableau 9.7.2 Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au plomb.

Recommandations	Interactions			Effets néfastes et signes de toxicité	
	Éléments essentiels	Métaux toxiques	Effets métaboliques	Exposition à de fortes doses sur une courte période	Exposition à de faibles doses sur une période étendue
0,1 mg/l	calcium, sélénium, fer, manganèse, cuivre, zinc, Vit. D	cadmium	<p>La présence de plomb dans l'alimentation entraîne l'augmentation du niveau de zinc dans le foie, mais la baisse des niveaux de cuivre et de manganèse dans le foie et les reins respectivement. L'augmentation des niveaux de calcium, de cobalt, de zinc, de cuivre, de fer et de sélénium permet de réduire la toxicité du plomb.</p> <p>La hausse du niveau de cadmium peut provoquer un accroissement de la toxicité du plomb.</p> <p>L'acide ascorbique, la thiamine et la niacine peuvent réduire la toxicité du plomb.</p>	<p>Une toxicité aiguë peut se caractériser par les manifestations suivantes : anorexie, fatigue, dépression, constipation ou diarrhée, douleurs abdominales, néphropathie, cécité, tendance à pousser de la tête, beuglement, tremblements, convulsions, perte de poids, avortement et salivation.</p> <p>On a observé des difficultés de déglutition et d'allaitement chez les veaux.</p>	<p>Les effets chroniques tels que l'anorexie et la détresse respiratoire proviennent de faibles niveaux d'empoisonnement.</p> <p>Le plomb a un effet néfaste sur les fonctions reproductives, aussi bien des mâles et que des femelles.</p> <p>Le plomb peut entraîner l'affaiblissement des réactions immunitaires. On a constaté une baisse de la résistance aux maladies suite à une ingestion peu importante de plomb.</p>

[†]CCME, 2005

9.7.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

Le plomb est le métal lourd le plus répandu et il est largement utilisé pour la fabrication de piles, d'additifs pour le carburant et d'autres produits chimiques. Les concentrations de minerais de plomb ne sont pas très élevées en Saskatchewan, c'est pourquoi à moins que l'eau ne soit contaminée, les niveaux de plomb restent bas. Plus de 99 % de la totalité des eaux a une teneur en plomb inférieure aux limites fixées pour les humains dans les recommandations canadiennes, à savoir 0,01 mg/l. Seulement un échantillon sur 3 000 contient plus de 0,1 mg de Pb/l, limite établie pour le bétail (Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base).

Tableau 9.7.3 Niveaux de plomb des eaux souterraines de la Saskatchewan

Teneur en plomb (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<0,01	2943	99,3
0,01 à 0,1	21	0,7
>0,1	1	0,03

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

9.7.3 Considérations liées à la gestion

Étant donné qu'en pratique, la nourriture contient beaucoup plus de plomb que l'eau, les efforts liés à la gestion des risques doivent principalement être axés sur la nourriture. Cependant, il ne faut pas oublier que le plomb issu de l'eau est absorbé beaucoup plus facilement que celui issu de la nourriture. Ainsi, si les quantités de plomb contenues dans l'eau sont importantes, il est fortement conseillé de traiter cette dernière. Étant donné qu'une faible concentration de fer dans l'alimentation favorise l'absorption gastro-intestinale du plomb et augmente donc les possibilités de toxicité au plomb des animaux, il est nécessaire de contrôler les niveaux de fer contenus dans l'alimentation dans les zones où l'eau risque davantage de contenir du plomb.

9.7.4 Technologies de traitement

Parmi les technologies de traitement, on trouve :

- la nanofiltration ou les membranes d'osmose inverse.

Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

Magnésium

9.8 Magnésium

L'eau d'abreuvement issue de sources naturelles contient généralement du magnésium, mais les niveaux peuvent fluctuer énormément selon le lieu et souvent selon la saison.

Le magnésium est un nutriment essentiel intervenant dans de nombreuses fonctions biochimiques et physiologiques. Le magnésium est présent en quantités variables dans l'alimentation courante des animaux (CNRC, 1979), mais on constate de grandes variations parmi les différents aliments, notamment en ce qui concerne les fourrages (Reid et coll., 1970). Les légumineuses contiennent généralement plus de magnésium que l'herbe. Plusieurs sources de supplément en magnésium sont couramment utilisées dans l'industrie de l'alimentation animale. La biodisponibilité du magnésium peut varier considérablement en fonction de la source dont il provient.

Actuellement, aucune recommandation n'a été formulée concernant les niveaux de magnésium dans l'eau d'abreuvement du bétail. On a constaté une diminution de la croissance et de la minéralisation osseuse des poulets immatures liée à la consommation d'une eau contenant 6 000 mg de Mg/l. Pour les vaches laitières, une limite supérieure a été proposée, soit entre 300 et 400 mg/l (Peterson, 2000).

Tableau 9.8.1 Exemples de consommation de magnésium provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique

Recommandations pour l'eau [†]		Recommandations concernant les quantités de magnésium contenues dans l'alimentation [‡]		
Teneur de l'eau en Mg (mg/l)	Estimation de la quantité de magnésium provenant de l'eau par rapport à la consommation totale de magnésium issue de l'alimentation (g/jour)	Estimation de la quantité de magnésium provenant de l'alimentation normale (g/jour)	Estimation des niveaux de magnésium issus de l'alimentation généralement considérés comme sûrs et des niveaux de magnésium issus de l'alimentation pouvant présenter un risque d'effets indésirables ou de toxicité (g/jour)	
400 [*]	12,8 à 16	24 à 31	Niveaux adéquats (généralement considérés comme équilibrés sur le plan nutritionnel)	27,5 – 48,0
			Niveaux excessifs (risque éventuel d'effets métaboliques indésirables)	110 – 560

Remarque 1 : en considérant que l'animal non spécifique en question est une vache de boucherie (PV : 550 à 600 kg), au troisième trimestre de grossesse, nourrie avec du brome-luzerne de qualité moyenne, évoluant dans un environnement où la température ambiante est comprise entre 20 et 25 °C, et mangeant entre 11 et 14 kg de matière sèche, sa consommation d'eau serait comprise approximativement entre 32 et 40 litres par jour. Les estimations de consommation sont tirées du programme d'équilibrage des rations CowBytes®.

Remarque 2 : les suppléments minéraux ou en sel ne sont pas pris en compte dans les estimations des quantités de magnésium contenues dans la nourriture.

[†] Absence de recommandation du CCME ^{*}Valeur calculée à partir de la limite supérieure proposée pour les vaches laitières (Peterson, 2000)

[‡]Les valeurs des niveaux alimentaires sont tirées de R. Puls, 1994.

9.8.1 Évaluation du risque

Le risque de toxicité lié à la présence de magnésium dans les sources d'eau du Canada semble être extrêmement faible. De plus, si l'on exclut le risque d'erreur nutritionnelle accidentelle, dans des circonstances normales, la probabilité d'effets néfastes liés à l'ingestion de magnésium issu d'aliments naturels et de l'eau d'abreuvement est quasi nulle.

Cependant, lorsqu'il est administré à des niveaux élevés, le magnésium peut être toxique, et lors de l'évaluation des critères de tolérance pour l'eau d'abreuvement, il est nécessaire de tenir compte des quantités totales de magnésium ingérées *via* l'alimentation, ainsi que de la biodisponibilité du magnésium.

Magnésium

En général, les bovins et les ovins peuvent tolérer 0,5 % de magnésium, alors que le niveau maximum tolérable pour la volaille et les porcins est de 0,3 %. En pratique, le risque de toxicité directement lié à la présence de magnésium est négligeable, mais il convient tout de même de préciser que le rendement de certains animaux a déjà été affecté par des niveaux de magnésium dans l'alimentation bien plus bas.

Répercussions sur la santé : parmi les signes de toxicité aiguë, on trouve les troubles de la locomotion, la léthargie, le coma et la mort. Des niveaux élevés de magnésium dans l'alimentation sont également souvent source de pelade. Des niveaux très importants de magnésium dans l'eau d'abreuvement peuvent entraîner de graves problèmes chez les animaux d'élevage. Il est expliqué dans un rapport que l'ingestion d'une eau d'abreuvement contenant environ 1 % de magnésium a provoqué des affaiblissements chez les humains et les animaux d'élevage dans certaines parties du Minnesota, du Dakota et du Montana (Allison, 1930). Les bovins et les porcins élevés dans ces régions n'ont pas pu être engraisés en vue d'être abattus s'ils étaient abreuvés avec cette eau. Les veaux ont eu des retards de croissance et beaucoup ne sont jamais arrivés à maturité. Les bovins ont pris une apparence rachitique, et beaucoup sont morts prématurément. On a également constaté une dégénérescence des os. Peirce (1959) a expliqué que l'ingestion d'une eau d'abreuvement contenant entre 0,2 et 0,3 % de chlorure de magnésium s'avérait dangereuse pour les ovins.

Répercussions sur la production : les animaux plus jeunes sont souvent plus sensibles à une ingestion excessive de magnésium. Par exemple, le fait de faire passer les quantités de magnésium contenues dans l'alimentation de 0,16 à 0,22 % a entraîné une baisse du taux et de l'efficacité du gain en poids vif des porcins lors des premières étapes de leur croissance (20 à 45 kg), mais n'a eu aucun effet par la suite (Kridler et coll., 1975). Dans leurs recherches, O'Kelley et Fontenot (1969, 1973) ont montré que des vaches adultes, qu'elles soient en période de gestation ou de lactation, qui consomment une alimentation contenant jusqu'à 0,29 % de magnésium, ne ressentent aucun effet.

On a aussi constaté qu'une ingestion trop importante de magnésium entraîne la baisse des taux de croissance chez les poussins (Nugara et Edwards, 1963; Chicco et coll., 1977), et les moutons (Kerk, 1973). La baisse du rendement semble provenir en partie de la baisse de la consommation de nourriture.

Chez les animaux monogastriques, la conséquence la plus fréquente liée à la présence de magnésium dans l'eau d'abreuvement est l'effet laxatif, notamment avec le sulfate de magnésium. Cependant, chez les ruminants, les effets néfastes du sulfate sont plus d'ordre pathophysiologique que ceux du magnésium (pour plus de précisions, consultez la partie sur le soufre).

Interactions métaboliques : une consommation excessive de magnésium peut avoir un impact sur la biodisponibilité et le métabolisme de plusieurs éléments essentiels divalents, tels que Cu, Fe, Mn, Ca et Zn. Cependant, en comparaison avec d'autres

minéraux, l'interaction du magnésium avec Ca et P semble avoir une importance pathophysiologique plus spécifique.

L'ajout de 0,6 % de magnésium a eu un impact négatif sur la croissance et la minéralisation osseuse, indépendamment des niveaux de calcium et de phosphore, mais des niveaux inférieurs de magnésium (0,2 ou 0,4 %) ont eu tendance à minimiser les effets indésirables dus aux carences en calcium et en phosphore chez les poussins (Chicco et coll., 1967).

On a constaté que des niveaux élevés de calcium et de phosphore entraînent la baisse de l'absorption du magnésium chez les moutons (Chicco et coll., 1973; Pless et coll., 1973). La calcification du cœur et des reins de rats auxquels on avait administré des niveaux élevés de vitamine D a été aggravée par des niveaux élevés de magnésium dans l'alimentation (Whittier et Freeman, 1971).

Enfin, une concentration élevée en potassium dans l'alimentation des ruminants réduit l'absorption de magnésium de ces derniers (Newton et coll., 1972).

9.8.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

Selon des études effectuées par Environnement Canada, dans certaines sources d'eau du pays, les concentrations de magnésium atteignent 168 mg/l. Cependant, dans la majorité des cas, la teneur en magnésium est inférieure à 25 mg/l. Deux enquêtes nationales portant sur l'approvisionnement en eau, englobant 115 municipalités du Canada, ont été menées en 1976 et 1977 (Méranger et coll., 1979, 1981). Les concentrations en magnésium dans les eaux distribuées vont de 0,2 à 2 230 mg/l, et les concentrations médianes les plus élevées ont été relevées en Alberta (17 mg/l), en Saskatchewan (28 mg/l) et au Manitoba (23 mg/l). En Saskatchewan, il est rare que les niveaux de magnésium dépassent 400 mg/l, c'est pourquoi ce métal constitue rarement un problème dans le cadre de l'approvisionnement en eau (Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base).

9.8.3 Considérations liées à la gestion

Plusieurs solutions existent pour remédier à un excès de magnésium dans l'alimentation : 1) modification de l'alimentation afin d'équilibrer les quantités totales de Mg ingérées, 2) modification de l'alimentation visant à équilibrer les niveaux de nutriments pouvant être affectés par les interactions métaboliques avec le magnésium.

9.8.4 Technologies de traitement

Parmi les technologies de traitement, on trouve :

- la nanofiltration ou les membranes d'osmose inverse.

Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

Magnésium

Tableau 9.8.2 Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au magnésium

Recommandations	Interactions			Effets néfastes et signes de toxicité	
	Éléments essentiels	Métaux toxiques	Effets métaboliques	Exposition à de fortes doses sur une courte période	Exposition à de faibles doses sur une période étendue
400 mg/l	calcium, fer, manganèse, cuivre, zinc, potassium	cadmium	<p>Une consommation excessive de magnésium peut avoir un impact sur le métabolisme de Cu, Fe, Mn, Ca et Zn.</p> <p>En comparaison avec d'autres minéraux, l'interaction du magnésium avec Ca et P semble avoir une importance pathophysiologique plus spécifique.</p> <p>Une concentration élevée en potassium dans l'alimentation des ruminants réduit l'absorption de magnésium de ces derniers.</p>	<p>Lorsqu'il est administré à des niveaux élevés, le magnésium est toxique.</p> <p>Parmi les signes de toxicité aiguë, on trouve les troubles de la locomotion, la léthargie, le coma et la mort. Des niveaux élevés de magnésium dans l'alimentation sont également souvent source de gratture.</p>	<p>Chez les animaux monogastriques, la conséquence la plus fréquente liée à la présence de magnésium dans l'eau d'abreuvement est l'effet laxatif, notamment avec le sulfate de magnésium.</p> <p>Chez les ruminants, les effets néfastes du sulfate sont plus d'ordre pathophysiologique que ceux du magnésium (pour plus de précisions, consultez la partie sur le soufre).</p>

† Il ne s'agit pas d'une recommandation. Valeur calculée à partir de la limite supérieure proposée pour les vaches laitières (Peterson, 2000)

Tableau 9.8.3 Concentrations de magnésium des eaux souterraines de la Saskatchewan

Magnésium (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<40	1033	35,7
40 à 100	1127	39,0
100 à 200	570	19,7
200 à 400	136	4,7
>400	27	0,9

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

9.9 Manganèse

On trouve le manganèse dans les eaux de surface naturelles sous forme de matières dissoutes ou en suspension, mais l'eau joue un rôle mineur dans la consommation totale de manganèse. Il n'existe actuellement aucune recommandation canadienne relative aux limites de manganèse pour le bétail. Une recommandation esthétique canadienne de 0,05 mg/l a été définie pour les systèmes de distribution. Elle ne prend pas en compte la toxicité, mais plutôt les problèmes potentiels de réduction du débit des équipements de distribution d'eau. Une recherche a indiqué qu'une concentration de manganèse de l'ordre de 50 à 125 mg/l réduisait l'hémoglobine des porcelets et qu'une concentration de 45 mg/l provoquait de l'anémie chez les agneaux.

En général, les quantités de manganèse issues de l'eau restent négligeables par rapport aux quantités totales de manganèse ingérées contenues dans l'alimentation (tableau 9.9.1).

Manganèse

Tableau 9.9.1 Exemples de consommation de manganèse provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.

Recommandations pour l'eau [†]		Recommandations concernant les quantités de manganèse contenues dans l'alimentation [‡]		
Teneur de l'eau en Mn (mg/l)	Estimation de la quantité de manganèse provenant de l'eau par rapport à la consommation totale de manganèse issue de l'alimentation (g/jour)	Estimation de la quantité de manganèse provenant de l'alimentation normale (g/jour)	Estimation des niveaux de manganèse issus de l'alimentation généralement considérés comme sûrs et des niveaux de manganèse issus de l'alimentation pouvant présenter un risque d'effets indésirables ou de toxicité (g/jour)	
S.O. [‡] 5,0*	0,16 à 0,20	0,46 à 0,59	Niveaux sûrs (généralement considérés comme équilibrés sur le plan nutritionnel)	0,43 – 1,27
			Niveaux excessifs (risque éventuel d'effets métaboliques indésirables)	1,28 – 2,55
			Niveaux potentiellement toxiques (risque élevé de troubles métaboliques ou de problèmes de santé manifestes)	>2,55

Remarque 1 : en considérant que l'animal non spécifique en question est une vache de boucherie (PV : 550 à 600 kg), au troisième trimestre de grossesse, nourrie avec du brome-luzerne de qualité moyenne, évoluant dans un environnement où la température ambiante est comprise entre 20 et 25 °C, et mangeant entre 11 et 14 kg de matière sèche, sa consommation d'eau serait comprise approximativement entre 32 et 40 litres par jour. Les estimations de consommation sont tirées du programme d'équilibrage des rations CowBytes®.

Remarque 2 : les suppléments minéraux ou en sel ne sont pas pris en compte dans les estimations des quantités de manganèse contenues dans la nourriture.

† Recommandations canadiennes non disponibles * Valeur de 5 mg/l calculée à partir des observations de Peterson (2000)

‡ Les valeurs des niveaux alimentaires sont tirées du logiciel d'équilibrage des rations CowBytes (qui inclut le modèle du CNRC de 2000 sur les bœufs), ministère de l'Agriculture et du Développement rural de l'Alberta.

9.9.1 Évaluation du risque

En général, le manganèse est considéré comme un métal dont le potentiel toxique est très faible. Dans la plupart des cas, le risque d'effets nuisibles sur la santé liés à la présence de manganèse dans l'eau d'abreuvement est très faible, voire nul. Cependant, à une concentration supérieure à 0,05 ppm, le manganèse peut altérer la saveur de l'eau. C'est dans l'alimentation que l'on a le plus de chance de trouver du manganèse en quantités excessives. Dans certains riz, céréales et fruits à coque, on peut trouver plus

de 30 mg de Mn/kg. Bien que le risque de toxicité lié à la présence de manganèse soit négligeable, si la nourriture a déjà une concentration élevée en manganèse, le manganèse contenu dans l'eau peut augmenter le risque de troubles métaboliques légers dus à son interaction avec d'autres métaux essentiels.

Le manganèse peut causer des problèmes dans les installations de plomberie et d'approvisionnement. Il est déjà arrivé que des canalisations d'eau soient totalement bloquées par des concrétions de manganèse. En Saskatchewan, la principale menace pour les producteurs ne provient pas des effets toxiques du manganèse, mais plutôt du risque de blocage des canalisations et donc de réduction de la disponibilité de l'eau pour le bétail.

Répercussions sur la santé : il faut noter que les niveaux de toxicité du manganèse cités dans la recherche précédente sont très variables. Pour la plupart des espèces, une concentration de manganèse dans l'alimentation allant jusqu'à 1 000 ppm n'a aucun effet indésirable sur la santé. En revanche, il est généralement admis qu'à partir de 2 000 ppm, des retards de croissance, de l'anémie et des lésions gastrointestinales peuvent survenir dans la plupart des espèces. Selon Puls (1994), les limites de tolérance au manganèse chez les bovins adultes sont d'environ 1 000 à 2 000 ppm, et de 500 ppm chez les veaux. Les porcins semblent plus sensibles au manganèse que les bovins, les moutons et la volaille.

Il semble que le cerveau soit particulièrement sensible à la toxicité du manganèse lorsqu'il est exposé à de faibles doses sur une longue période. Chez les êtres humains, le contact avec le manganèse se produit le plus souvent en milieu professionnel, lors de l'utilisation d'aérosols ou de l'exposition à des poussières à très forte teneur en manganèse, et lors de la consommation d'eaux de puits contaminées.

Répercussions sur la production : bien que les cas de toxicité manifeste ne surviennent que lorsque les niveaux de manganèse sont relativement élevés, il faut souligner que des modifications pathophysiologiques moins évidentes dues à l'interaction métabolique du manganèse avec d'autres éléments peuvent être constatées avec des niveaux de manganèse relativement bas.

Plusieurs études expérimentales ont montré que l'exposition au manganèse peut avoir des effets néfastes sur le système de reproduction des mâles. On a constaté un retard de croissance et d'arrivée à maturité chez de jeunes souris auxquelles on a administré par voie orale 140 mg d'oxyde de manganèse par kilo et par jour pendant 90 jours (Gray et Laskey, 1980). Le chlorure manganeux issu de l'eau d'abreuvement peut avoir un impact sur la fertilité et la reproduction (Elbetieha et coll., 2001). On a établi un lien entre l'exposition au manganèse et la baisse de motilité et de concentration des spermatozoïdes (Ponnappakkam et coll., 2003, Wirth et coll., 2007).

Interactions métaboliques : le manganèse peut avoir des effets néfastes sur le métabolisme et l'homéostasie de plusieurs métaux divalents, notamment Ca, Cd, Co, Fe, P et Zn. Une carence en fer peut favoriser l'absorption du manganèse (Thomson et coll., 1971, 1972; Flanagan et coll., 1980).

Manganèse

Il convient de noter que les interactions métaboliques peuvent se produire à des niveaux de manganèse relativement bas. Par exemple, on a observé une baisse de l'absorption du cuivre chez un agneau auquel on avait administré 50 ppm de manganèse en plus des 12 ppm contenus dans sa nourriture habituelle (Ivan et Grieve, 1976). En outre, on a constaté un déséquilibre au niveau du calcium chez les vaches en début de lactation ingérant 70 ppm de manganèse dans le cadre de leur alimentation (Reid et coll. 1947).

Tableau 9.9.2 Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au manganèse

Recommandations	Interactions			Effets néfastes et signes de toxicité	
	Éléments essentiels	Métaux toxiques	Effets métaboliques	Exposition à de fortes doses sur une courte période	Exposition à de faibles doses sur une période étendue
Quantités maximales recommandées pour l'eau d'abreuvement du bétail [†] S.O. [†] 5 mg/l [*]	calcium, cobalt, fer, cuivre, zinc, phosphore	cadmium	Le manganèse peut avoir des effets néfastes sur l'homéostasie de plusieurs métaux essentiels, notamment Ca, Co, Fe, Cu, P et Zn. Les effets métaboliques liés aux interactions avec d'autres éléments essentiels peuvent avoir lieu à des niveaux d'exposition relativement bas.	Les cas de toxicité aiguë sont très peu probables. Le manganèse est considéré comme un métal dont le potentiel toxique est très faible.	Il semble que le cerveau soit particulièrement sensible à la toxicité du manganèse lorsqu'il est exposé à de faibles doses sur une longue période. L'exposition au manganèse peut avoir des effets néfastes sur le système de reproduction des mâles.

[†] Recommandations canadiennes pour le manganèse non disponibles ^{*}Valeur de 5 mg/l calculée à partir des observations de Peterson (2000)

9.9.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

Dans l'analyse réalisée pour le programme d'évaluation de la qualité de l'eau de l'Institut d'études géologiques des États-Unis (Water-Quality Assessment Program of the US Geological Survey – USGS, 2005), on estime qu'environ 6 % des puits domestiques contiennent une eau d'abreuvement ayant une forte concentration en Mn, de l'ordre de 0,3 mg/l. Une étude sur les eaux de surface canadiennes effectuée en 1980-1981 a montré que le manganèse était ordinairement présent dans les cours d'eau, à des concentrations allant de 0,01 à 0,40 mg/l. On a relevé les concentrations les plus élevées dans la Carrot River, en Saskatchewan : le manganèse dissous y atteignait 1,7 mg/l et le manganèse extractible, 4 mg/l.

En raison des conditions réductrices qui prévalent dans le sous-sol, le manganèse est plus abondant dans les approvisionnements d'eau constitués à partir d'eaux souterraines que dans ceux qui font appel aux eaux de surface. Par suite de la pollution acide, on trouve également de fortes concentrations de manganèse dans certains lacs et réservoirs.

En Saskatchewan, la concentration en manganèse de la plupart des sources d'eau souterraine est supérieure à 0,05 mg/l (Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base). Cela constitue un problème pour les éleveurs utilisant de longues conduites de distribution d'eau. Ils doivent être au courant des niveaux de manganèse contenus dans l'eau qu'ils utilisent et s'attendre à ce qu'un dépôt se forme à l'intérieur de leurs canalisations.

Tableau 9.9.3 Concentrations de manganèse des eaux souterraines de la Saskatchewan

Manganèse (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<0.05	958	32,3
0,05 à 0,1	271	9,1
0,1 à 0,2	353	11,9
0,2 à 0,4	469	15,8
0,4 à 1	597	20,1
1 à 2	234	7,9
2 à 4	73	2,5
4 à 8	12	0,4
>8	2	0,1

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

9.9.3 Considérations liées à la gestion

Plusieurs solutions existent pour remédier à un excès de manganèse dans l'alimentation : 1) modification de l'alimentation afin d'équilibrer les quantités totales de Mn ingérées, 2) modification de l'alimentation visant à équilibrer les niveaux de nutriments pouvant être affectés par les interactions métaboliques avec le Mn.

Manganèse

9.9.4 Technologies de traitement

Parmi les technologies de traitement, on trouve :

- la filtration sur sable vert au manganèse (élimine également le fer et l'arsenic);
- la filtration sur charbon actif biologique avec oxydation préalable (élimine également le fer et l'arsenic);
- l'oxydation/la modification du pH et la filtration;
- la nanofiltration ou les membranes d'osmose inverse.

Bien souvent, les éleveurs négligent d'effectuer les traitements permettant de lutter contre le manganèse et ne remplacent pas les conduites d'eau comme nécessaire. L'utilisation d'agents séquestrants, ainsi que le lessivage et le ramonage des canalisations, font partie des moyens permettant de limiter l'accumulation de manganèse. Il est possible de contenir les risques d'entartrage en s'assurant que l'eau n'est pas exposée à l'air ou au chlore, qui entraînent l'oxydation et la précipitation du manganèse. Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

9.10 Molybdène

Les quantités de molybdène contenues dans l'eau sont variables, mais de manière générale, l'abreuvement est une source d'ingestion de molybdène mineure pour le bétail. En général, les pâturages normaux contiennent entre 0,1 et 3 ppm de molybdène (Underwood, 1977). En revanche, on a constaté que les plantes poussant sur des sols contenant des niveaux de molybdène naturellement élevés ou dus à la production industrielle contiennent jusqu'à 231 ppm de molybdène (Gardner et Hall-Patch, 1962).

Les sols de certaines zones géographiques présentent des niveaux de molybdène relativement élevés, qui peuvent expliquer la présence de molybdène chez les animaux élevés dans certaines régions. Les niveaux de molybdène des pâturages naturels reflètent souvent la teneur du sol en molybdène. On a établi une relation entre des niveaux élevés de molybdène dans le lait (plus de 1 ppm), et la forte teneur en molybdène de certains pâturages. Lors de l'évaluation des niveaux de molybdène dans l'eau d'abreuvement ne présentant pas de risque pour le bétail, il convient de prendre en compte les quantités totales de molybdène ingérées dans le cadre de l'alimentation (tableau 9.10.1). L'évaluation du risque doit également inclure plusieurs variables nutritionnelles, physiologiques et métaboliques.

Molybdène

Tableau 9.10.1 Exemples de consommation de molybdène provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.

Recommandations pour l'eau [†]		Recommandations concernant les quantités de molybdène contenues dans l'alimentation		
Teneur de l'eau en Mo (mg/l)	Estimation de la quantité de molybdène provenant de l'eau par rapport à la consommation totale de molybdène issue de l'alimentation (mg/jour)	Estimation de la quantité de molybdène provenant de l'alimentation normale (mg/jour)	Estimation des niveaux de molybdène issus de l'alimentation généralement considérés comme sûrs et des niveaux de molybdène issus de l'alimentation pouvant présenter un risque d'effets indésirables ou de toxicité (g/jour)	
0,5	16 à 20	S.O. 1,4 à 42*	Niveaux sûrs (généralement considérés comme équilibrés sur le plan nutritionnel)	S.O.‡
			Niveaux excessifs (risque éventuel d'effets métaboliques indésirables)	S.O.‡
			Niveaux potentiellement toxiques (risque élevé de troubles métaboliques ou de problèmes de santé manifestes)	S.O.‡

Remarque 1 : en considérant que l'animal non spécifique en question est une vache de boucherie (PV : 550 à 600 kg), au troisième trimestre de grossesse, nourrie avec du brome-luzerne de qualité moyenne, évoluant dans un environnement où la température ambiante est comprise entre 20 et 25 °C, et mangeant entre 11 et 14 kg de matière sèche, sa consommation d'eau serait comprise approximativement entre 32 et 40 litres par jour. Les estimations de consommation sont tirées du programme d'équilibrage des rations CowBytes®.

† Recommandations pour la qualité de l'eau du bétail (CCME, 2005).

S.O. = sans objet (données non disponibles)

* En général, les pâturages normaux contiennent entre 0,1 et 3 ppm de molybdène (Underwood, 1977).

‡ L'évaluation des niveaux de molybdène ne présentant pas de risque pour les animaux est fonction de la teneur en soufre et en cuivre de l'alimentation.

9.10.1 Évaluation du risque

Différences en fonction des espèces : les estimations des niveaux maximums tolérables de molybdène mentionnées dans la documentation varient de manière considérable selon les espèces. Les limites de tolérance indiquées vont de 6,2 ppm pour les veaux en croissance à environ 1 000 ppm pour les cerfs muets adultes, mais les wapitis peuvent être plus sensibles (Grace et coll., 2005).

Les chevaux semblent plus résistants à la molybdénose que les bovins, car ils peuvent paître l'herbe qui provoque des diarrhées aux bovins, sans que cela n'ait de conséquences apparentes sur leur santé. Cependant, on a fait le rapprochement entre

des cas cliniques de rachitisme chez des poulains et des animaux d'un an et la molybdénose contenue dans les pâturages et dans le lait des mères (Walsh et O'Moore, 1953). On a discerné un éventuel lien entre des niveaux de molybdène de 5 et 10 ppm et des problèmes de développement osseux chez des jeunes chevaux et bovins, respectivement. Walsh et O'Moore expliquent qu'un excès de molybdène dans les pâturages peut constituer un facteur d'ostéodystrophie chez les chevaux.

Comparés aux bovins et aux chevaux, les porcins semblent plus résistants au Mo. Gipp et coll. (1967) et Kline et coll. (1973) ont étudié l'impact de 26 à 50 ppm de molybdène sur la croissance des porcs, en présence de cuivre et de sulfate, et les répercussions étaient minimales, voire nulles. De même, Davis (1950) n'a constaté aucun effet apparent chez les porcins en croissance suite à l'ingestion de 1 000 ppm de molybdène. Il faut souligner que des niveaux nettement plus élevés de molybdène pourraient être tolérés en présence de quantités suffisantes de cuivre et de sulfate inorganique.

Les espèces aviaires semblent également moins sensibles à la présence de molybdène. On a uniquement observé un léger ralentissement de la croissance chez de jeunes poulets ayant consommé 200 ppm de molybdène, et une inhibition de la croissance de 25 % chez des dindonneaux ayant ingéré 300 ppm de molybdène (Kratzer, 1952). Après avoir fait consommer à des poussins 500 à 8 000 ppm de molybdène, on a constaté une baisse de la croissance et de l'anémie aux niveaux d'ingestion les moins élevés, et un taux de mortalité de 61 % aux niveaux d'ingestion les plus importants (Davies et coll., 1960).

Risques liés à la présence de molybdène dans l'eau d'abreuvement : il ne fait aucun doute que le risque d'effets manifestes sur la santé lié à la seule présence de molybdène dans l'eau d'abreuvement est très faible, mais l'existence de ce métal dans l'eau ne doit pas être négligée pour autant. Cependant, il peut être difficile de prévoir les effets néfastes potentiels liés à la présence de molybdène dans l'eau sans une évaluation complète de tous les facteurs alimentaires pertinents jouant un rôle sur la toxicité du molybdène.

Lors de l'évaluation du risque lié à l'existence de molybdène dans l'eau d'abreuvement, il est nécessaire de prendre en compte la consommation totale de molybdène provenant de l'alimentation, ainsi que les interactions métaboliques de ce dernier.

Des taux inférieurs à 10:1 de cuivre issu de l'alimentation par rapport au molybdène peuvent être à l'origine de la molybdénose chez les bovins, notamment si l'ingestion de soufre est trop importante. De grandes quantités de sulfates dans l'eau ou des concentrations élevées de molybdène dans la nourriture entraînent la baisse de la disponibilité du cuivre dans l'alimentation (Smart et coll., 1992). Dans de nombreuses régions du Canada, les fourrages et les céréales ont une teneur en cuivre marginale ou insuffisante. On constate en particulier un manque de cuivre dans l'alimentation, associé à un excès de molybdène et à une ingestion élevée de soufre dans certaines zones du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta.

Molybdène

Certaines études indiquent que des concentrations de Mo dans l'alimentation supérieures à 10 ppm sont dangereuses pour les bovins, indépendamment de la teneur en Cu, alors que d'autres disent le contraire.

Par exemple, Kincaid (1980) a utilisé 13 ppm de cuivre et 0,29 % de soufre et a démontré qu'avec cette proportion de cuivre dans l'alimentation, la concentration minimum de molybdène entraînant un risque de toxicité dans l'eau d'abreuvement pour les veaux est comprise entre 10 et 50 ppm, et le ratio cuivre/molybdène minimum critique est inférieur à 0,5. Raisbeck et coll. (2006) ont également observé qu'un supplément de 17 ppm de cuivre chez une vache en gestation consommant un pâturage contaminé avec 13 ppm de molybdène permettait d'éviter le risque de molybdénose. Les auteurs ont conclu qu'en ajoutant une quantité même moyenne de cuivre, les vaches peuvent consommer l'herbe issue d'un sol ayant une concentration élevée de Mo, sans que cela n'ait d'effets néfastes sur la santé en général ou sur la reproduction.

Actuellement, les concentrations maximales recommandées pour le molybdène dans l'eau d'abreuvement du bétail sont fixées à 500 µg/l (CCME, 2005). Cependant, au vu des considérations ci-dessus, il serait plus pertinent d'adapter ces recommandations en prenant en considération au moins 2 variables alimentaires clés, à savoir le cuivre et le soufre. De plus, comme le soulignent Kincaid (1980) et Raisbeck et coll. (2006) dans leurs études, les problèmes engendrés par le molybdène dans des situations pratiques peuvent facilement être compensés par une gestion appropriée des quantités de cuivre et de soufre dans l'alimentation.

Les problèmes liés au molybdène sont plus susceptibles de se produire chez les ruminants. Les ovins semblent légèrement plus résistants à la molybdénose que les bovins. Chez les moutons, les carences en cuivre secondaires dues à l'ingestion de molybdène se manifestent par l'altération de la frisure et de la pigmentation de la laine, l'anémie, l'alopecie et une baisse de la prise de poids. Les nouveau-nés dont la mère est hypocuprémique souffrent d'ataxie enzootique, une maladie débilitante pouvant également être accompagnée de cécité.

Smith et coll. (1975) expliquent que l'ingestion d'aliments naturels contenant jusqu'à 6,2 ppm de molybdène peut entraîner des malformations osseuses chez les veaux. Cunningham et coll. (1953) ont constaté que la consommation de fourrages naturels contenant 25,6 ppm de molybdène peut causer des diarrhées, de l'émaciation, de l'anémie, une perte de la pigmentation des poils (achromotrichie) et même la mort de bovins appartenant à différentes classes d'âge.

On a observé des cas de toxicité du molybdène chez de jeunes bovins en lactation consommant seulement 40 ppm de molybdène lorsque leur alimentation contenait 0,3 % de sulfates (Vanderveen et Keener, 1964). Il semble que l'alimentation doive contenir entre 100 et 200 ppm de molybdène pour qu'il y ait un impact significatif sur la teneur du lait en molybdène (Cunningham et coll., 1953).

Répercussions sur la santé : les cas de molybdénose plus avancés peuvent notamment se manifester par des retards de croissance. La toxicité du molybdène chez les bovins se caractérise entre autres par des diarrhées, de l'anorexie, une perte de la pigmentation des poils (achromotrichie), des troubles du système nerveux et un affaiblissement de la partie postérieure. Cet état est essentiellement dû à une carence en cuivre secondaire liée à la présence de molybdène, et il est possible que les principales manifestations de la molybdénose, telles que les retards de croissance et l'anorexie, aient un lien avec une carence en enzymes dépendantes du cuivre.

Répercussions sur la production : dans les troupeaux, il est plus probable que les effets indésirables d'une ingestion excessive de molybdène s'inscrivent dans la catégorie des troubles métaboliques légers, pouvant entraîner des pertes économiques sans manifestation clinique claire ou caractéristique. Dans de nombreux cas, les effets néfastes du molybdène sont dus à des effets secondaires provoqués par des interactions métaboliques du molybdène avec d'autres nutriments essentiels. Les carences en cuivre provoquées par l'ingestion de molybdène font partie des répercussions les plus importantes et les mieux comprises.

Les effets potentiels sur les performances de reproduction peuvent également se révéler importants pour l'industrie du bétail. Thomas et Moss (1951) ont constaté une baisse de la libido et une dégénérescence des testicules chez de jeunes taureaux auxquels on a administré quotidiennement 1 à 2 g de molybdate de sodium dihydraté pendant 120 jours. Des problèmes de reproduction, tels que des fausses couches, des décès de portées, des décès maternels et l'impossibilité de se reproduire, ont été associés à l'ingestion de molybdène dans plusieurs études (consultez Vyskocil et Viau, 1999, pour un passage en revue). Plusieurs fonctions du système immunitaire peuvent être touchées (Boyne et Arthur, 1986; Gengelbach et Spears, 1998).

Interactions métaboliques : les importantes variations constatées chez les différentes catégories de bétail quant à la sensibilité à la toxicité du molybdène sont dues aux interactions avec les niveaux alimentaires de cuivre et de soufre. Les effets apparents du molybdène sont également influencés par la présence de manganèse, de zinc, de fer, de plomb, de tungstate, d'acide ascorbique, de méthionine, de cystéine, de protéines et par l'alcalinité des sols. Les bases de nombre de ces interactions restent encore inexplicables.

Les interactions tridimensionnelles entre le molybdène, le soufre et le cuivre chez les ruminants présentent ici un intérêt particulier (consultez Gooneratne et coll., 1989, pour un passage en revue). Goodrich et Tillman (1966) ont étudié l'impact de 2 et 8 ppm de molybdène sur des agneaux auxquels on a administré 10 ou 40 ppm de cuivre et 0,1 ou 0,4 % de sulfates. Le molybdène, lorsqu'il était présent à une concentration de 8 ppm, a supprimé les effets néfastes d'une présence importante de sulfates sur les taux de gain en poids et sur la capacité de transformation des aliments, et a fait diminuer les niveaux de cuivre dans le foie. Ce dernier effet a été inversé en ajoutant 40 ppm de cuivre.

Molybdène

9.10.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

Le molybdène n'est pas présent dans l'eau dans des quantités assez élevées pour qu'il soit considéré comme dangereux. Même pour l'eau destinée à la consommation humaine, il est rare que le molybdène fasse l'objet d'analyses. Nous n'avons trouvé aucune donnée concernant une présence importante de molybdène dans les eaux de la Saskatchewan.

9.10.3 Considérations liées à la gestion

Il est possible de maîtriser les excès de molybdène légers à modérés dans l'alimentation assez facilement grâce à une intervention alimentaire. Les mesures préventives devant être mises en place doivent tenter d'équilibrer les nutriments pouvant être touchés par la présence de molybdène. Une attention particulière doit être accordée aux niveaux de soufre et de cuivre contenus dans l'alimentation.

Tableau 9.10.2 Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au molybdène

Recommandations	Interactions			Effets néfastes et signes de toxicité	
	Éléments essentiels	Métaux toxiques	Effets métaboliques	Exposition à de fortes doses sur une courte période	Exposition à de faibles doses sur une longue période
Quantités maximales recommandées pour l'eau d'abreuvement du bétail [†] 500 µg/l	cuivre, soufre, manganèse, zinc, fer,	plomb, tungstate	<p>Les importantes variations constatées chez les différentes catégories de bétail quant à la sensibilité à la toxicité du molybdène sont dues aux interactions avec les niveaux alimentaires de cuivre et de soufre.</p> <p>Les interactions tridimensionnelles entre le molybdène, le soufre et le cuivre chez les ruminants présentent ici un intérêt particulier.</p> <p>Les effets métaboliques sont liés à des carences en cuivre secondaires dues à la présence de molybdène.</p> <p>Les principales manifestations de la molybdénose, telles que les retards de croissance et l'anorexie, peuvent être reliées à une carence en enzymes dépendantes du cuivre.</p> <p>Les effets apparents du molybdène sont influencés par la présence de manganèse, de zinc, de fer, de plomb, de tungstate, d'acide ascorbique, de méthionine, de cystéine, de protéines et par l'alcalinité des sols.</p>	En pratique, les cas de toxicité aiguë sont très peu probables.	<p>La toxicité du molybdène chez les bovins se caractérise entre autres par des diarrhées, de l'anorexie, une perte de la pigmentation des poils (achromotrichie), un affaiblissement et des troubles du système nerveux.</p> <p>Les cas de molybdénose plus avancés peuvent notamment se manifester par des retards de croissance.</p> <p>Les effets potentiels sur les performances de reproduction peuvent se révéler importants pour l'industrie du bétail.</p>

[†] CCME (2005)

Molybdène

9.10.4 Technologies de traitement

Parmi les technologies de traitement, on trouve :

- la nanofiltration ou les membranes d'osmose inverse.

Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

9.11 Mercur

Le mercure est l'un des métaux les plus toxiques que l'on peut trouver dans l'environnement du bétail. Le mercure présent dans les exploitations d'élevage provient principalement d'activités anthropiques telles que la fabrication et l'élimination du mercure, la combustion de combustibles fossiles et les pratiques agricoles intensives.

Le mercure peut provenir de différentes sources et peut prendre diverses formes chimiques, à la fois organiques et inorganiques. L'abreuvement est l'une des nombreuses sources d'exposition potentielles au mercure pour les animaux d'élevage. La concentration de mercure relevée dans les eaux souterraines et courants non pollués est généralement bien inférieure à 0,001 mg/l. Cependant, il faut tenir compte du fait que le mercure présente un fort potentiel de bioconcentration dans la chaîne alimentaire. Il est donc nécessaire de surveiller l'ingestion de mercure issu de l'eau et de la nourriture, notamment dans les zones où le risque de contamination est élevé. Le mercure inorganique se transforme en composés organiques, qui sont stables et sont donc susceptibles de persister dans l'environnement. Le plus souvent, le mercure se trouve dans l'eau sous forme de méthylmercure, qui s'accumule dans la chaîne alimentaire (consultez Gochfeld, 2003, pour un état des lieux récent).

Actuellement, les concentrations maximales recommandées pour le mercure dans l'eau d'abreuvement du bétail sont fixées à 3 µg/l (CCME, 2005). Cependant, il est nécessaire de définir la part de mercure issue de la nourriture par rapport à la quantité totale de mercure ingérée (tableau 9.11.1).

Mercure

Tableau 9.11.1 Exemples de consommation de mercure provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.

Recommandations pour l'eau [†]		Recommandations concernant les quantités de mercure contenues dans l'alimentation [‡]		
Teneur de l'eau en Hg (mg/l)	Estimation de la quantité de mercure provenant de l'eau par rapport à la consommation totale de mercure issue de l'alimentation (mg/jour)	Estimation de la quantité de mercure provenant de l'alimentation normale (mg/jour)	Estimation des niveaux de mercure issus de l'alimentation généralement considérés comme sûrs et des niveaux de mercure issus de l'alimentation pouvant présenter un risque d'effets indésirables ou de toxicité (g/jour)	
0,003	0,096 à 0,12	S.O.	Niveaux sûrs (généralement considérés comme équilibrés sur le plan nutritionnel)	S.O.
			Niveaux excessifs (risque éventuel d'effets métaboliques indésirables)	S.O.
			Niveaux potentiellement toxiques (risque élevé de troubles métaboliques ou de problèmes de santé manifestes)	S.O.

Remarque 1 : en considérant que l'animal non spécifique en question est une vache de boucherie (PV : 550 à 600 kg), au troisième trimestre de grossesse, nourrie avec du brome-luzerne de qualité moyenne, évoluant dans un environnement où la température ambiante est comprise entre 20 et 25 °C, et mangeant entre 11 et 14 kg de matière sèche, sa consommation d'eau serait comprise approximativement entre 32 et 40 litres par jour. Les estimations de consommation sont tirées du programme d'équilibrage des rations CowBytes®.

[†] Recommandations pour la qualité de l'eau du bétail (CCME, 2005).

S.O. = sans objet (données non disponibles)

9.11.1 Évaluation du risque

Les différentes formes de mercure présentent des niveaux de toxicité très variés. Le mercure élémentaire est mal absorbé par la peau ou par le tractus gastro-intestinal, mais il se volatilise facilement et les poumons peuvent absorber des quantités importantes de vapeur de mercure. Les sels mercuriels inorganiques présentent entre eux des différences de solubilité et d'absorption. La plupart des composés mercuriels organiques sont facilement absorbés par les poumons et le tractus gastro-intestinal, et certains sont largement absorbés par la peau.

Tous les composés du mercure sont toxiques pour les humains et pour les animaux, mais c'est lorsqu'ils se présentent sous forme organique, notamment sous forme de méthylmercure et de diméthylmercure, qu'ils sont le plus toxiques. La forme de mercure la plus répandue dans la nature est le méthylmercure. Ce dernier présente un problème

toxicologique grave, car il s'accumule facilement aux différents stades de la chaîne alimentaire.

Le méthylmercure est la forme de mercure qui présente le risque d'exposition le plus important dans des conditions habituelles. Cependant, il faut souligner que le bétail peut être exposé au mercure non seulement par l'intermédiaire de l'eau d'abreuvement, mais également par l'air, le sol et la nourriture. Le mercure s'accumule dans les poissons *via* l'ingestion directe d'eau et *via* l'ingestion de nourriture contaminée. Chez certaines espèces (notamment les poissons prédateurs), les niveaux de mercure contenus dans les muscles peuvent être plusieurs milliers de fois plus élevés que le niveau de mercure de l'eau dont ils sont issus. Si des animaux destinés à l'alimentation sont exposés à ce métal pendant une période prolongée, des quantités considérables de mercure peuvent s'accumuler dans leurs poils et dans leurs plumes (Nelson et coll., 1971; Herigstad et coll., 1972). Il ne fait aucun doute que la présence de mercure dans les poissons, les poils et les plumes peut constituer une source de mercure pour le bétail.

Parmi les sources de mercure les plus importantes et dans des conditions d'alimentation habituelles, on trouve les compléments alimentaires tels que la farine de poisson, les plumes et les poils. Par conséquent, lors de l'élaboration de recommandations pour le mercure dans l'eau d'abreuvement du bétail, il convient de prêter une attention particulière à l'exposition totale dans l'environnement et à la teneur en mercure de l'alimentation, ainsi qu'aux possibilités importantes de concentration dans l'animal.

Répercussions sur la santé : on pense qu'une ingestion importante de mercure provenant de la consommation de poisson peut augmenter le risque de coronaropathie chez les humains (Salonen et coll., 1995; Guallar et coll., 2002; Yoshizawa et coll., 2002). Dans les années 1950, la catastrophe de Minamata, au Japon, a été causée par un empoisonnement au méthylmercure dû à la consommation de poissons contaminés par les rejets de mercure d'une entreprise installée dans les environs. Les habitants de la zone ont alors souffert de tremblements, de pertes sensorielles, d'ataxie et de constriction du champ visuel.

Ce cas peut être mis en relation avec le risque potentiel d'intoxication au mercure pour certains animaux d'élevage, car la farine et l'huile de poisson sont fréquemment utilisés en tant que compléments alimentaires. Il existe un risque d'empoisonnement grave chez les animaux d'élevage lorsque certaines conditions d'exposition sont réunies, mais dans la plupart des situations, ce risque est extrêmement faible. Une intoxication grave peut notamment se manifester par des nausées, des vomissements, de graves douleurs et irritations gastro-intestinales, des chocs et une arythmie du cœur. Elle peut également entraîner la mort, généralement due à une urémie, elle-même causée par une lésion du tissu rénal.

Des cas de toxicité chronique, clinique et subclinique sont envisageables chez les animaux d'élevage dans les régions où l'exposition environnementale au mercure est importante. Cependant, le processus de déclenchement d'une intoxication chronique

Mercur

par le mercure est variable et lent. Bien qu'une toxicité chronique puisse se manifester chez certains animaux, le risque d'effets significatifs sur la santé est généralement très faible.

On a constaté des différences de tolérance au mercure organique en fonction de la race et du sexe chez les poussins, les porcs et les rats (Miller et coll., 1970; Piper et coll., 1971; Parizek et coll., 1974). Des études menées sur un poulet et trois Leghorn blanches ont indiqué des différences génétiques dans les niveaux de concentration tissulaires de mercure issu des farines de poisson (March et coll., 1974). On a observé des signes d'empoisonnement au mercure à des concentrations de 2 mg/kg chez les dindes, 8 mg/kg chez les bovins et 10 mg/kg chez les moutons (Palmer et coll., 1973).

Il faut noter que le mercure présent dans l'organisme du bétail n'est pas tant un problème du point de vue des effets sur la santé de l'animal, mais plutôt du point de vue du risque potentiel de toxicité lié à la consommation de produits d'origine animale par les humains.

Répercussions sur la production : si la charge totale de mercure dans l'alimentation est déjà élevée, même des niveaux de mercure relativement faibles dans l'eau d'abreuvement du bétail peuvent entraîner l'augmentation de la teneur en mercure des produits d'origine animale comestibles, jusqu'à atteindre des niveaux pouvant constituer un risque pour la santé humaine.

On a remarqué que les poulets, dindes, canards et faisans pouvaient tolérer un supplément de 3,3 ppm de mercure dans leur alimentation sans qu'aucun effet indésirable ne soit constaté, bien que les quantités de mercure présentes dans leurs tissus aient déjà augmenté à des concentrations inférieures. Des poules pondeuses auxquelles on a administré 10 ppm de mercure pendant 70 jours ont accumulé 55 % de la quantité totale de mercure ingérée dans leurs œufs (Sell et coll., 1974). De même, la consommation quotidienne par des bovins de seulement 0,48 mg de méthylmercure par kilo a entraîné une concentration de mercure dans leurs reins de l'ordre de 100 mg/kg en 27 jours. Les moutons, quant à eux, dans des conditions similaires, en ont accumulé 120 à 210 mg/kg (Palmer et coll., 1973).

La teneur en mercure du lait des vaches peut aller de 3 à 10 ppb (Mullen et coll., 1975; Roh et coll., 1975). Vingt-quatre jours après une exposition de 8 jours, le lait des chèvres contenait 1,22 % de mercure organique et 0,22 % de mercure inorganique, issu des doses ingérées (Sell et Davidson, 1975).

L'exposition du bétail au mercure peut avoir un impact négatif sur la reproduction. Les effets sur la reproduction des mâles liés à la présence de mercure se caractérisent notamment par des problèmes de spermatogenèse et de motilité des spermatozoïdes. Chez les femelles, le mercure augmente la résorption foétale et entraîne des avortements. Enfin, l'administration de méthylmercure par voie orale pendant la gestation ou la lactation peut entraîner des problèmes de développement (Nielsen et Andersen, 1995).

Interactions métaboliques : un excès de sélénium et de zinc dans l'alimentation peut constituer une protection contre la toxicité du mercure (Potter et Matrone, 1974; Chapman et Chan, 2000; Zalups et Lash, 1994). Il a été suggéré dans plusieurs études que des taux équimolaires simultanés de sélénium et de mercure étaient nécessaires pour combattre la toxicité de l'un ou de l'autre de ces derniers (Ganther et Sunde, 1974; Moffitt et Clary, 1974). La toxicité du mercure est accrue chez les animaux présentant une carence en zinc.

Des études ont montré que la vitamine E protège les caillies japonaises (Kling et coll., 1985; Welsh et Soares, 1975) et les rats (Welsh, 1979) des effets toxiques du méthylmercure.

Mercure

Tableau 9.11.2 Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au mercure

Recommandations	Interactions		Effets néfastes et signes de toxicité	
	Nutriments essentiels et métaux toxiques	Effets métaboliques	Exposition à de fortes doses sur une courte période	Exposition à de faibles doses sur une longue période
3 µg/l	Le sélénium, le zinc et la Vit. E contenus dans l'alimentation peuvent constituer une protection contre la toxicité du méthylmercure et du mercure mercurique.	<p>Le mercure inorganique se transforme en composés organiques, comme le méthylmercure, qui est très stable et s'accumule aux différents stades de la chaîne alimentaire.</p> <p>La forme de mercure la plus répandue dans la nature est le méthylmercure. Ce dernier présente un problème toxicologique grave, car il s'accumule facilement aux différents stades de la chaîne alimentaire. Le méthylmercure est la forme de mercure qui présente le risque d'exposition le plus important dans des conditions habituelles.</p>	<p>Une intoxication grave peut notamment se manifester par des nausées, des vomissements, de graves douleurs et irritations gastro-intestinales, des chocs et une arythmie du cœur.</p> <p>Elle peut également entraîner la mort, généralement due à une urémie, elle-même causée par une lésion du tissu rénal.</p>	<p>Des cas de toxicité chronique, clinique et subclinique sont envisageables chez les animaux d'élevage dans les régions où l'exposition environnementale au mercure est importante.</p> <p>Le processus de déclenchement d'une intoxication chronique par le mercure est lent.</p> <p>Le risque d'effets sur la santé du bétail est généralement très faible.</p>

†(CCME, 2005). Le bétail peut être exposé au mercure non seulement par l'intermédiaire de l'eau d'abreuvement, mais également par l'air, le sol et la nourriture.

9.11.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

Le mercure est un élément naturel pouvant être trouvé à de faibles concentrations dans de nombreuses roches. Ses propriétés uniques lui confèrent un intérêt pour la fabrication de produits de consommation et ce n'est que récemment que son utilisation a été interdite pour la fabrication de certains articles, comme les interrupteurs à mercure. Étant donné qu'il a été utilisé pendant des siècles pour différents usages, il est présent dans l'air, le sol et l'eau.

Les niveaux naturels dans l'eau sont généralement faibles, à moins qu'il n'y ait eu contamination. En Saskatchewan, les concentrations de mercure sont presque toujours inférieures aux limites de détection dans l'eau, et font donc rarement l'objet d'analyses. Dans le cadre de la Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base, 50 sites ont été analysés, et tous présentaient des niveaux de mercure inférieurs à la limite de détection, fixée à 0,05 µg/l.

9.11.3 Considérations liées à la gestion

L'abreuvement est l'une des nombreuses sources d'exposition potentielles au mercure pour les animaux d'élevage. Il faut souligner qu'une contamination généralisée de l'eau via des émissions industrielles, des déversements accidentels et des pratiques agricoles intensives peut entraîner l'augmentation rapide des niveaux de mercure dans les sources d'eau d'abreuvement. C'est pourquoi il est fortement recommandé de contrôler régulièrement les niveaux de mercure de l'eau d'abreuvement du bétail dans les zones où le risque de contamination est élevé.

9.11.4 Technologies de traitement

Parmi les technologies de traitement, on trouve :

- la nanofiltration ou les membranes d'osmose inverse.

Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

Nitrates et nitrites

9.12 Nitrates et nitrites

Les nitrates et les nitrites sont des formes oxydées d'azote. Ces composés sont naturellement présents dans l'eau, mais les nitrates prédominent la plupart du temps. On trouve généralement ces derniers dans les courants non pollués à des niveaux très faibles, généralement inférieurs à 1 mg/l (Meybeck, 1982).

Selon les recommandations canadiennes actuelles pour la qualité de l'eau d'abreuvement du bétail, les niveaux de nitrates et de nitrites conseillés sont de 100 mg/l pour les premiers (soit 22 mg/l de nitrate-N) et de 10 mg/l pour les seconds (soit 3 mg/l de nitrite-N) (CCME, 2005).

Les valeurs de nitrates et de nitrites indiquées dans les recommandations peuvent prêter à confusion, car elles sont parfois données en fonction de leur teneur respective en azote (N), c'est-à-dire la quantité d'azote contenue dans les nitrates (N-NO₃) et celle contenue dans les nitrites (N-NO₂). De manière générale, on admettra que les concentrations de nitrates et de nitrites ne sont pas exprimées en fonction des quantités d'azote, à moins que cela ne l'ait été indiqué spécifiquement.

Le tableau 9.12.1 fournit les niveaux de nitrates exprimés en NO₃ et en quantités d'azote contenues dans les nitrates (N-NO₃), ainsi que les recommandations correspondantes du CNRC.

Tableau 9.12.1 Effet de différentes quantités de nitrates sur les bovins

Ion nitrate (NO ₃ , en mg/l)	Azote des nitrates (N-NO ₃ , en mg/l)	Recommandations
<44	<10	Ne présente pas de danger pour la consommation des ruminants.
45-132	10-20	Ne présente généralement pas de danger si accompagné d'une alimentation équilibrée à faible teneur en nitrates.
133-220	20-40	Peut présenter un risque si consommé sur une période prolongée.
221-660	40-100	Mise en danger des bovins et possibilité de décès.
661	>100	Dangereux : possibilité de décès; utilisation fortement déconseillée en tant que source d'abreuvement.

Source : Conseil national de recherches du Canada (1974)

De nombreuses valeurs communément admises dans les recommandations sont issues d'études plus anciennes et fragmentées. Les valeurs recommandées ont été extrapolées à partir d'un ensemble de résultats.

Winks (1963) a signalé la mort de veaux et de bovins ayant bu de l'eau dont la teneur en nitrates était de 2 200 mg/l. Selon lui, la concentration de nitrates à partir de laquelle une eau pourrait être toxique pour les bovins serait comprise entre 300 et 2 200 mg/l. Chez les vaches laitières, des concentrations de nitrates dans l'eau d'abreuvement

allant jusqu'à 180 mg/l n'ont pas entraîné d'augmentation de la teneur en nitrates du lait (Kammerer et coll., 1992).

On considère généralement que des concentrations de nitrates inférieures à 400 mg/l dans l'eau d'abreuvement ne devraient pas présenter de risque pour la santé des animaux. Le bétail devrait pouvoir tolérer des concentrations de nitrates plus élevées dans l'eau d'abreuvement dans la mesure où la nourriture a une faible teneur en nitrates. Selon les quantités de nitrates contenues dans la nourriture, le type de bétail et d'autres facteurs, tels que l'âge et l'état physique de l'animal, des concentrations de nitrates allant jusqu'à 1 500 mg/l peuvent être tolérées, au moins lorsqu'il s'agit d'une exposition à court terme. En revanche, des concentrations de nitrites dépassant 30 mg/l présentent un risque pour la santé des animaux.

Commentaires : pour qu'il n'y ait pas de danger pour le bétail, la concentration de l'eau en ions nitrate (NO_3) doit être inférieure à 44 mg/l et celle en azote des nitrates (N-NO_3) doit être inférieure à 10 mg/l. Il faut cependant remarquer qu'on trouve une grande variété de concentrations dans la documentation, qui présenteraient un risque d'effet nocif.

Plusieurs raisons peuvent expliquer ces fluctuations importantes constatées dans les recommandations. L'une des principales est le fait qu'un grand nombre de données contenues dans les recommandations est issu de rapports de recherche qui montrent des résultats très variables. On peut notamment expliquer cette variété de données dans les articles scientifiques par le manque d'uniformité des approches expérimentales dans les différentes publications. En effet, dans la plupart des cas, l'issue des expériences a pu être influencée par des facteurs concernant les animaux (espèce, lignée ou race, niveau de production, état physiologique, etc.), ainsi que des facteurs nutritionnels (nourriture et eau), climatiques, agricoles et industriels.

Tous les facteurs cités ci-dessus peuvent avoir un impact considérable sur le risque d'effets indésirables. Les mêmes niveaux de nitrates dans l'eau peuvent être toxiques dans certaines situations, mais n'avoir aucun impact sur la santé dans d'autres cas. Par exemple, chez les ruminants, les nitrates ont un potentiel toxique inhérent très élevé, alors que ce sont les nitrites qui sont réellement toxiques.

Le taux de réduction des nitrates dans le rumen peut dépendre de plusieurs facteurs nutritionnels et physiologiques. C'est essentiellement l'activité de réduction des nitrites de l'organisme qui va prédéterminer si un animal tolérera un certain niveau de nitrates ou s'il manifesterá des signes de toxicité. Ce n'est donc pas forcément le niveau de nitrates contenu dans l'eau ou dans la nourriture qui influencera de manière significative le résultat, mais plutôt le taux de synthèse des nitrites du rumen. Un autre problème à prendre en considération est qu'il est rarement possible de connaître les niveaux naturels de nitrites réellement présents dans la nourriture et l'eau par le biais des analyses de routine.

Dans le meilleur des cas, les recommandations actuelles sur la qualité de l'eau sont basées sur des recherches très fragmentées, et surtout obsolètes. Le problème

Nitrates et nitrites

principal réside dans le fait que les recommandations actuelles ne prennent pas en compte plusieurs variables très importantes, telles que l'état physiologique de l'animal, son stade de développement, son âge, son état nutritionnel et les différences entre les espèces.

9.12.1 Évaluation du risque

Les eaux souterraines peuvent contenir des niveaux élevés de nitrates naturellement, mais de manière générale, des concentrations élevées de nitrates dans les sources d'eau souterraines sont dues à la contamination. Une teneur élevée en nitrates et en nitrites dans les eaux souterraines et de surface est souvent liée à une utilisation excessive d'engrais azotés, à un épandage de fumier trop important, à des écoulements provenant des aires d'attente du bétail, ou à des fuites de fosses septiques et d'effluents urbains.

Il arrive fréquemment que les sources d'eau situées à proximité d'exploitations d'élevage intensif contiennent des niveaux élevés de nitrates et de nitrites.

Généralement, on ne trouve de fortes concentrations de nitrites que lorsque la source est polluée par des déchets organiques et que les niveaux d'oxygène sont très bas.

Tableau 9.12.2 Exemples de consommation de nitrates provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.

Recommandations pour l'eau [†]		Recommandations concernant les quantités de nitrates contenues dans l'alimentation		
Teneur de l'eau en nitrates (mg/l)	Estimation de la quantité de nitrates provenant de l'eau par rapport à la consommation totale de nitrates issue de l'alimentation (mg/jour)	Estimation de la quantité de nitrates provenant de l'alimentation normale (mg/jour)	* Niveaux de nitrates issus de l'alimentation pouvant présenter un risque d'effets indésirables ou de toxicité en % de la MS ingérée (ou en mg/kg de MS ingérée)	
100	S.O.	S.O.	Niveaux potentiellement toxiques (risque élevé de troubles métaboliques ou de problèmes de santé manifestes)	0,5 % (> 5,000)

Remarque 1 : en considérant que l'animal non spécifique en question est une vache de boucherie (PV : 550 à 600 kg), au troisième trimestre de grossesse, nourrie avec du brome-luzerne de qualité moyenne, évoluant dans un environnement où la température ambiante est comprise entre 20 et 25 °C, et mangeant entre 11 et 14 kg de matière sèche, sa consommation d'eau serait comprise approximativement entre 32 et 40 litres par jour. Les estimations de consommation sont tirées du programme d'équilibrage des rations CowBytes®.

† Recommandations pour la qualité de l'eau du bétail (CCME, 2005).

S.O. = sans objet (données non disponibles)

* *Mineral Tolerance of Animals*, 2005, Conseil national de recherches du Canada

La fertilisation des plantes à l'aide d'engrais azotés ou d'un fumier à forte teneur en azote peut entraîner une accumulation excessive de nitrates dans les plantes. Les nitrates peuvent s'accumuler dans certaines graminées ou dans certaines herbes poussant dans les exploitations agricoles (amarante, chénopode, kochia à balais) à des concentrations très élevées. Les situations de stress (dus au gel, à la chaleur, à la sécheresse, à une nutrition inappropriée, à un manque de soleil, etc.) peuvent également favoriser l'accumulation de nitrates par les plantes. On a établi un lien entre la toxicité des nitrates ou des nitrites chez les bovins et les ovins et l'ingestion de végétaux (McKenzie et coll., 2004).

Ainsi, le fait que certaines plantes contiennent des niveaux de nitrates élevés peut entraîner une augmentation des quantités de nitrates ingérées par le bétail. La consommation de pâturages, de fourrages et de produits alimentaires contenant des niveaux élevés de nitrates constitue pour les animaux un risque d'empoisonnement plus important que l'abreuvement.

Les quantités de nitrates présentes dans l'eau peuvent varier brusquement, et dépendent de nombreux facteurs climatiques, environnementaux et agricoles. C'est pourquoi il est nécessaire d'analyser l'eau régulièrement. En outre, il faut noter que si l'eau d'approvisionnement a une teneur élevée en nitrates, cela peut indiquer une forte concentration également dans les aliments cultivés localement. Si on suspecte une toxicité des nitrates chez le bétail, il est nécessaire d'évaluer de manière approfondie la charge totale de nitrates et de nitrites ingérée *via* l'eau et la nourriture.

Les nitrates et les nitrites peuvent tous deux être toxiques. Cependant, les nitrites sont considérablement plus toxiques que les nitrates (Case, 1963). En effet, pour être toxiques, les nitrates doivent tout d'abord être réduits en nitrites. Il s'agit d'un processus bactériologique qui a lieu dans le rumen. C'est pourquoi les ruminants sont plus enclins à l'empoisonnement aux nitrates que les animaux monogastriques. À l'inverse, les animaux non ruminants (porcins et ovins) présentent un risque moins élevé, car ils éliminent rapidement les nitrates dans l'urine.

Les ruminants ayant consommé des aliments à forte teneur en nitrates ont un taux de réduction des nitrates en nitrites plus élevé. La toxicité des nitrates dépend également du taux de consommation, sachant qu'une ingestion lente et une ration équilibrée peuvent réduire la toxicité (Crowley, 1985). Les ruminants consommant des aliments à teneur élevée en glucides supportent mieux des fourrages contenant des quantités importantes de nitrates. L'environnement où se produit la réduction des nitrates dans le rumen pouvant évoluer, les nitrates (relativement moins toxiques), dans certains cas, peuvent rapidement être réduits en nitrites (extrêmement toxiques).

L'ingestion de nitrites déclenchant plus rapidement des effets toxiques que les nitrates, les valeurs recommandées pour les nitrites doivent être proportionnellement plus faibles que celles pour les nitrates. Lors de l'interprétation des concentrations de nitrates acceptables dans l'eau ne présentant pas de danger pour le bétail, il est nécessaire de tenir compte des quantités totales de nitrates issues de l'alimentation.

Nitrates et nitrites

Les nitrites sont absorbés dans le sang, où ils transforment l'hémoglobine en méthémoglobine, ce qui a pour conséquence de réduire les capacités du sang à transporter l'oxygène. Un manque d'oxygène dans le sang provoquera inévitablement l'appauvrissement des tissus en oxygène. Une insuffisance prolongée en oxygène servant aux réactions biochimiques normales peut avoir pour conséquences de graves troubles métaboliques et, dans des cas plus extrêmes, la mort.

Répercussions sur la santé : les signes cliniques d'une toxicité grave des nitrates varient en fonction des caractéristiques métaboliques propres à chaque espèce. En général, les ruminants sont plus susceptibles de développer une méthémoglobinémie, et les animaux monogastriques des gastrites aiguës.

Les principaux symptômes d'un empoisonnement grave aux nitrates ou aux nitrites sont des gasps, une respiration laborieuse, un pouls rapide, la formation d'écume au niveau de la bouche, des convulsions, un museau bleu et des teintes bleuâtres autour des yeux et la présence de sang brun foncé. Des niveaux d'exposition aux nitrates légers à modérés ont été mis en cause dans des cas de retard de croissance, d'infertilité, d'avortement et de carence en vitamines A, mais ces affirmations n'ont pas toujours pu être justifiées (Crowley et coll., 1974; Stuart et Oehme, 1982).

On a également constaté un lien entre l'ingestion de nitrates et l'affaiblissement de la fonction thyroïdienne, la diminution de la consommation de nourriture et les interférences avec les métabolismes des vitamines A et E. Parmi les changements hématologiques liés à une importante exposition chronique aux nitrates, on compte l'augmentation compensatrice des globules rouges et de l'anémie, ainsi que la hausse du nombre de neutrophiles et d'eosinophiles.

Les nitrites ont un impact sur le métabolisme des sulfamides chez les animaux tels que le porc, le cochon d'Inde et le rat. Le composé N-nitroso de la molécule diméthylnitrosamine peut entraîner des hépatites toxiques chez les bovins et les ovins. On a remarqué que les nitrosamines étaient présentes dans le lait des vaches et qu'elles passaient dans le lait des chèvres dans des conditions expérimentales (Bruning-Fann et Kaneene, 1993).

L'idée d'un lien entre une exposition aux nitrates dans l'eau d'abreuvement et des avortements spontanés, des restrictions de la croissance intra-utérine et différentes anomalies congénitales a été suggérée. Cependant, il se peut que ces effets indésirables ne soient pas dus uniquement aux nitrates, et que d'autres contaminants soient en cause.

Un document récent faisant un état des lieux de la documentation indique qu'il n'y a pas de preuve épidémiologique d'une relation de cause à effet directe entre le niveau de nitrates dans l'eau d'abreuvement et des effets néfastes sur la reproduction (Ward et coll., 2005, Manassaram et coll., 2006).

Rien ne permet d'affirmer que l'ingestion de nitrates ou de nitrites ait des effets tératogènes. Les effets indésirables sur la reproduction se sont produits à des doses au moins mille fois supérieures aux quantités estimées ingérées par les humains. Aucune donnée n'est disponible concernant les problèmes de reproduction du bétail dus à l'ingestion de nitrates et de nitrites. Enfin, on n'a constaté aucune concentration de nitrates ou de nitrites dans les glandes mammaires ou dans le lait des animaux d'expérience.

Il ne faut pas oublier qu'une exposition aux nitrates ou aux nitrites peut être mortelle. Malheureusement, il est généralement difficile de détecter une toxicité grave des nitrates avant que des animaux ne soient décédés. C'est pourquoi il faut immédiatement demander conseil à un vétérinaire si un empoisonnement aux nitrates est suspecté. Si l'empoisonnement n'est pas à un stade trop avancé, il est possible d'empêcher la mort de l'animal affecté en lui administrant une solution de bleu de méthylène. Étant donné que l'absorption des nitrates et des nitrites par le rumen peut se poursuivre pendant quelques temps, il est essentiel de surveiller l'état de l'animal et de répéter le traitement autant de fois que nécessaire. On peut administrer des huiles minérales par voie orale, ce qui peut aider à diminuer l'absorption des nitrates, ainsi qu'à protéger les muqueuses des irritations.

Répercussions sur la production : il n'est pas rare que les niveaux indiqués dans les recommandations sur la qualité de l'eau soient en fait sans danger pour la consommation. Cependant, si on se base sur la documentation existante, il est difficile de définir avec précision un « niveau sans danger ». Dans la plupart des cas, on emploie « sans danger » pour qualifier la quantité de contaminants qu'un animal peut tolérer sans manifester de signes de toxicité. Dans ce contexte, on est alors amenés à se demander si les recommandations sur la qualité de l'eau basées sur les niveaux de tolérance sont adaptées aux exigences de l'industrie moderne du bétail.

Il est évident que le succès de l'industrie moderne du bétail dépend du rendement. C'est pourquoi, si l'on cherche à garantir qu'il n'y aura aucun impact sur les paramètres de production, la technique consistant à établir des normes basées sur les niveaux auxquels les animaux peuvent tolérer une substance sans manifester de signes de toxicité n'est peut-être plus adaptée. Dans l'industrie du bétail actuelle, même des effets minimes sur le rendement peuvent avoir des répercussions importantes sur le résultat final. Il serait donc plus pertinent de baser les recommandations pour les niveaux de nitrates dans l'eau concernant le bétail sur les risques de méthémoglobinémie, en fonction de différentes quantités d'ingestion de nitrates *via* l'alimentation.

Aucune étude systématique ne définit clairement la relation dose-effet chez le bétail. Par conséquent, les niveaux de nitrates entraînant des effets indésirables légers liés à des troubles métaboliques et pouvant avoir un impact sur la production ne sont pas clairement définis pour le bétail.

Nitrates et nitrites

Une étude récente de Zaki et coll. (2004) a montré que chez des animaux d'expérience ayant reçu un traitement pendant 5 mois, des niveaux de nitrates de 150 et 500 mg/l ont entraîné une baisse importante du niveau de sérum des hormones thyroïdiennes. On a également constaté une augmentation proportionnelle à la dose de nitrates administrée du poids de la glande thyroïde, ainsi que des modifications histologiques de la glande thyroïde. Cela laisse donc supposer que la présence de nitrates dans l'eau d'abreuvement peut altérer les fonctions des hormones thyroïdiennes, ce qui peut alors avoir un impact négatif sur le taux de croissance.

Des données épidémiologiques laissent supposer un lien entre des effets développementaux sur la progéniture et l'ingestion de nitrates issus de l'eau d'abreuvement par les mères. Cependant, aucune conclusion arrêtée sur une relation de cause à effet n'a encore pu être formulée. Des données expérimentales ont montré qu'il existait un lien entre une toxicité pour la reproduction et une exposition à des niveaux élevés de nitrates et de nitrites, peu fréquents dans l'eau d'abreuvement.

Étant donné que les animaux très productifs ont besoin de boire plus d'eau, on ne peut pas exclure les possibilités d'effets néfastes dus à une eau dont la concentration de contaminants est moins élevée, mais qui est ingérée dans des quantités plus importantes.

Interactions métaboliques : une ingestion excessive de nitrates affecte uniquement la capacité d'un animal à absorber l'oxygène. On ne connaît aucune substance qui aggrave ou atténue les effets d'une consommation excessive de nitrates.

9.12.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

Des concentrations élevées de nitrates sont généralement dues à la contamination. La non étanchéité des puits des exploitations d'élevage intensif est vraisemblablement la cause la plus courante de contamination des eaux souterraines. Cette dernière peut également être due à l'existence de sols perméables dont la nappe phréatique est peu profonde, situés dans les zones d'exploitation intensive, dans les exploitations d'élevage intensif ou dans les terrains d'infiltration des fosses septiques.

On peut assister à une contamination des eaux de surface due à l'épandage d'engrais, aux eaux usées ou à une quantité excessive de fumier, mais les niveaux élevés de nitrates se maintiennent généralement peu de temps, car le nitrate est rapidement utilisé par les microorganismes qui consomment l'oxygène dans l'eau, créant alors un environnement anaérobie. Ce processus transforme le nitrate en azote gazeux, qui se diffuse ensuite dans l'atmosphère.

Tableau 9.12.3 Concentration de nitrates dans les eaux souterraines de la Saskatchewan

Nitrate NO₃ (mg/l)	Nitrate N (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<10	<2,3	2114	73,1
10 à 30	2,3 à 6,8	314	10,8
30 à 100	6,8 à 23	285	9,8
100 à 300	23 à 68	130	4,5
>300	>68	51	1,8

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

9.12.3 Technologies de traitement

Pour éliminer les nitrates, on dispose des traitements suivants :

- la nanofiltration ou les membranes d'osmose inverse;
- les résines échangeuses d'ions utilisant des résines anti-nitrates;
- les processus biologiques.

Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

9.13 Salinité, matières dissoutes totales (MDT) ou sels solubles totaux (SST)

La salinité, les MDT et les SST sont tous des mesures de constituants hydrosolubles fréquemment utilisées en Amérique du Nord. Les composants associés à la salinité sont le bicarbonate, le sulfate, le calcium, le magnésium et la silice, ainsi que les constituants d'un groupe secondaire (concentrations moins élevées), notamment le fer, le nitrate, le strontium, le potassium, le carbonate, le phosphore, le bore et le fluorure (Looper et Walder, 2002).

Les matières dissoutes totales fournissent une mesure des quantités totales de sels inorganiques dissous dans l'eau. Elles servent souvent d'indication pour évaluer la qualité de l'eau (tableau 9.13.1).

Tableau 9.13.1 Recommandations concernant les matières dissoutes totales (salinité) dans l'eau d'abreuvement (en mg/l) pour différentes catégories d'animaux d'élevage

Animal	¹ Recommandation	² Maximum	³ Limites de tolérance
Ovins	5,000	5,000–10,000	10,000–13,000
Bovins à viande	4,000	4,000–5,000	5,000–10,000
Bovins laitiers	2,500	2,500–4,000	4,000–7,000
Chevaux	4,000	4,000–6,000	6,000–7,000
Porcs	4,000	4,000–6,000	6,000–8,000
Volaille	2,000	2,000–3,000	3,000–4,000

Adapté de Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality, 2000.

¹L'ajout de certains minéraux peut être bénéfique. ²Pas de problème manifeste constaté dans le cadre d'une alimentation normale.

³Concentrations ne présentant pas de risque pendant des périodes limitées.

Il ne fait aucun doute que les éléments essentiels contenus dans l'eau, tels que le fer, le cuivre, le magnésium, le manganèse, le sodium et le sélénium, sont souhaitables même s'ils sont présents à une concentration relativement élevée, car ils peuvent être utilisés comme nutriments. Cependant, en pratique, l'eau est rarement (voire jamais) considérée comme une source de minéraux essentiels par les nutritionnistes. Il est donc important de comprendre que la classification selon différents niveaux (recommandé, maximum et tolérable) dépendra en grande partie des quantités d'eau ingérées, du type de nourriture et enfin, de la charge totale de minéraux issue de la nourriture et de l'abreuvement. Ainsi, chaque minéral participant à la salinité totale de l'eau peut avoir des effets indésirables s'il est présent dans l'alimentation à des niveaux déjà élevés.

À partir des résultats du tableau ci-dessus, on peut supposer que la tolérance aux MDT varie énormément en fonction des catégories de bétail. Il est également intéressant de souligner que parmi les ruminants, les bovins laitiers sont les moins tolérants aux MDT. Les moutons et les chèvres tolèrent mieux les sels dissous que les bovins. Les volailles semblent être la catégorie supportant le moins bien les MDT. Les résultats sont variables entre les différentes recherches qui étudient les effets des eaux très salines sur le rendement des vaches laitières.

Ces différences de sensibilité à la salinité reflètent très probablement des demandes métaboliques spécifiques à chaque catégorie d'animaux. Par exemple, c'est parce que le métabolisme de l'eau et l'ingestion de cette dernière ont un lien direct avec la production laitière que les bovins laitiers sont plus sensibles à la consommation d'ions provenant de l'eau. Les principaux composants ioniques participant à la salinité des sources naturelles sont très certainement le sodium, le chlorure et le sulfate, lorsqu'ils sont présents en grandes quantités. L'existence de ces ions dans l'eau peut avoir un impact majeur sur l'homéostasie acido-basique d'un animal très productif. Dans leur étude, Sanchez et coll. (1994) expliquent que l'ingestion de quantités élevées de chlorure et de sulfate a un impact sur la production de lait pendant les mois d'été. Une autre étude compare les matières solides dissoutes dans l'eau issues du chlorure de sodium à des concentrations de 196 mg/l et 2 500 mg/l. Les vaches en lactation consommant une eau à forte teneur en sel ont augmenté leur consommation d'eau de 7 % et ont eu tendance à produire moins de lait et à consommer moins de matière sèche par rapport aux vaches buvant une eau peu saline (Jaster et coll., 1978).

À l'inverse, en faisant passer les quantités de MDT contenues dans l'eau de 4 400 à 440 mg/l environ, on constate une hausse de la production de lait et de la consommation d'eau et de nourriture de 20 % (Challis et coll., 1987). Une étude réalisée sur des vaches Holstein produisant plus de 30 kg de lait par jour a montré que les vaches consommant de l'eau dessalée boivent 11 kg d'eau supplémentaires par jour et produisent 2,2 kg de lait de plus par jour que des vaches qui consomment de l'eau salée (Salomon et coll., 1995). Cependant, selon Bahman et coll. (1993), on n'a constaté aucune différence dans la production de lait des vaches buvant de l'eau saline naturelle (3 574 mg de MDT par litre) et de celles consommant de l'eau dessalée (449 mg de MDT par litre).

Concernant les bovins laitiers très productifs, les recommandations relatives à la salinité doivent être adaptées en fonction du stade de production où ils se trouvent.

Tableau 9.13.2 Recommandations concernant l'utilisation d'eaux salines pour l'abreuvement des bovins laitiers

Niveau de MDT (mg/l)	Recommandation
<1,000	Sans danger, ne devrait pas poser de problème de santé. Ne constitue pas un problème grave pour le bétail.
1,000-2,999	Généralement sans danger, mais peut entraîner des diarrhées temporaires chez les animaux qui ne sont pas habitués à ce type d'eau.
3,000-4,999	L'eau peut être rejetée par l'animal la première fois qu'elle lui est proposée ou elle peut provoquer des diarrhées temporaires. Possibilité d'effets indésirables sur le rendement des animaux. .
5,000-6,999	Ces eaux ne devraient pas être consommées par les animaux en gestation ou en lactation. Peuvent être proposées sans que cela ne présente un grand risque aux animaux dont on n'attend pas un rendement maximal.
>7,000	Ces eaux ne doivent pas être consommées par les bovins. Il pourrait en résulter des problèmes de santé ou une baisse de la production.

Source : Conseil national de recherches du Canada (1974), Loofer et Waldner (2002), basé sur le Conseil national de recherches du Canada (2001)

Salinité et MDT

Les recommandations du tableau 9.13.2 doivent être interprétées avec discernement, car la plupart des données sur lesquelles ces recommandations sont fondées proviennent de recherches antérieures. Si l'on observe les résultats sur le long terme, on s'aperçoit que la tolérance du bétail aux MDT a diminué avec le temps. Il est intéressant de s'arrêter sur des exemples de données historiques datant des années 1930 et 1940, où l'on a constaté que les vaches laitières étaient capables de s'adapter pour survivre à la consommation d'une eau contenant 15 000 ppm de MDT (Heller, 1933), et que la présence de 7 000 à 10 000 ppm de MDT dans l'eau n'avait aucun effet sur la production de lait (Frens, 1946). Il est probable que dans le passé, les animaux toléraient mieux les MDT simplement parce que leur production était plus faible.

Il est évident que les animaux modernes et très productifs ont un niveau de tolérance bien inférieur, qui ne dépend pas tant de la salinité totale, mais plutôt des composants pris individuellement. Par exemple, une concentration de MDT comprise entre 1 000 et 2 999 est généralement considérée sans danger (cf. le tableau ci-dessus), mais elle peut entraîner un grand nombre d'effets métaboliques, nuisant à la fois la santé et au rendement, si le principal composant de la salinité totale est le sulfate. Cette question sera traitée en détail ultérieurement, dans la partie consacrée au soufre.

D'après les connaissances dont nous disposons actuellement, les paramètres de qualité de l'eau, tels que la salinité, les matières dissoutes totales ou les sels solubles totaux, fournissent très peu (voire pas du tout) de renseignements pouvant présenter un intérêt sur les plans pathophysiologiques ou toxicologiques.

Les MDT pourraient avoir un impact sur les propriétés organoleptiques de l'eau et réduire la consommation d'eau. Cependant, les recommandations concernant la qualité de l'eau et son utilisation pour les différentes catégories de bétail ne devraient pas se fonder uniquement sur les valeurs de MDT, même si l'eau semble sapide.

9.13.1 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

La teneur des aquifères de la Saskatchewan en sels solubles peut varier. On peut constater des différences importantes dans les grands aquifères, en fonction de l'emplacement et de l'âge de l'eau. En général, les eaux de surface contiennent beaucoup moins de MDT que les eaux souterraines, mais les étangs-réservoirs ou lacs temporaires peuvent être réapprovisionnés par des eaux souterraines, et donc présenter une forte teneur en MDT. Pendant les périodes de sécheresse, le niveau d'eau des étangs-réservoirs peut baisser jusqu'à être inférieur à celui de la nappe phréatique, entraînant alors la possibilité d'infiltration d'une eau fortement concentrée en MDT. Lorsque ce phénomène a lieu, la qualité de l'eau peut se modifier

considérablement en quelques semaines seulement, et une eau de bonne qualité peut alors devenir impropre à la consommation du bétail. Le niveau de MDT le plus élevé ayant été enregistré dans la Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base est 11 300 mg/l.

On mesure souvent les niveaux de sels solubles à l'aide d'un conductimètre, en mS/cm. La mesure de la conductivité est une méthode simple et peu coûteuse permettant d'évaluer la teneur d'une eau en MDT. Le facteur de conversion de la conductivité en MDT est généralement compris entre 0,54 et 0,96, en fonction de la composition chimique. Si on ne connaît pas le facteur réel, on utilise souvent la valeur 0,67 comme approximation (MDT en mg/l \approx 0,67 x conductivité en μ S/cm).

Tableau 9.13.3 Concentration de MDT dans les eaux souterraines de la Saskatchewan

MDT (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<500	215	7,4
500 à 1 000	844	29,2
1 000 à 2 000	1088	37,6
2 000 à 3 000	511	17,7
3 000 à 4 000	159	5,5
4 000 à 5 000	41	1,4
>5000	35	1,2

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

Tableau 9.13.4 Niveaux de conductivité spécifiques des eaux souterraines de la Saskatchewan

Conductivité spécifique (μS/cm)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<1500	1414	48,9
1 500 à 4 000	1346	46,5
4 000 à 7 000	123	4,2
>7000	10	0,4

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

Salinité et MDT

Tableau 9.13.5 Niveaux de MDT des eaux de surface de la Saskatchewan

MDT (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<500	170	54,5
500 à 1 000	80	25,6
1 000 à 2 000	35	11,2
2 000 à 3 000	12	3,8
3 000 à 4 000	7	2,2
4 000 à 5 000	0	0,0
>5000	8	2,6

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

9.13.2 Technologies de traitement

Les meilleures techniques permettant d'éliminer les MDT sont la nanofiltration et les membranes d'osmose inverse. Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

9.14 Sélénium

Une grande partie des études sur la toxicité du sélénium sont fondées sur l'impact des plantes qualifiées d'« accumulateurs de sélénium ». Ces végétaux peuvent contenir des niveaux de sélénium très élevés et, lorsqu'ils sont consommés par le bétail, peuvent être à l'origine d'une intoxication aigüe et de la maladie des « blind staggers ».

Dans ses recommandations sur la qualité de l'eau, le CCME fixe la limite pour le sélénium à 50 µg/l pour le bétail. Néanmoins, à ce niveau, l'eau peut jouer un rôle considérable dans l'ingestion totale de sélénium; il est donc nécessaire de surveiller la quantité totale de sélénium issue de l'alimentation (tableau 9.14.1).

Tableau 9.14.1 Exemples de consommation de sélénium provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.

Recommandations pour l'eau [†]		Recommandations concernant les quantités de sélénium contenues dans l'alimentation [‡]		
Teneur de l'eau en Se (mg/l)	Estimation de la quantité de sélénium provenant de l'eau par rapport à la consommation totale de sélénium issue de l'alimentation (mg/jour)	Estimation de la quantité de sélénium provenant de l'alimentation normale (mg/jour)	Estimation des niveaux de sélénium issus de l'alimentation généralement considérés comme sûrs et des niveaux de sélénium issus de l'alimentation pouvant présenter un risque d'effets indésirables ou de toxicité (mg/jour)	
0,05	1,6 à 2	2 à 2,55	Niveaux sûrs <i>(généralement considérés comme équilibrés sur le plan nutritionnel)</i>	2 – 4
			Niveaux excessifs <i>(risque éventuel d'effets métaboliques indésirables)</i>	4,1 – 6
			Niveaux potentiellement toxiques <i>(risque élevé de troubles métaboliques ou de problèmes de santé manifestes)</i>	>6

Remarque 1 : en considérant que l'animal non spécifique en question est une vache de boucherie (PV : 550 à 600 kg), au troisième trimestre de grossesse, nourrie avec du brome-luzerne de qualité moyenne, évoluant dans un environnement où la température ambiante est comprise entre 20 et 25 °C, et mangeant entre 11 et 14 kg de matière sèche, sa consommation d'eau serait comprise approximativement entre 32 et 40 litres par jour. Les estimations de consommation sont tirées du programme d'équilibrage des rations CowBytes®.

[†] Les recommandations concernant l'eau d'abreuvement sont fondées sur les recommandations du CCME de 2005.

[‡] Les valeurs concernant la nourriture sont tirées du logiciel d'équilibrage des rations CowBytes (qui inclut le modèle du CNRC de 2000 sur les bœufs), ministère de l'Agriculture et du Développement rural de l'Alberta.

Remarque 2 : les suppléments minéraux ou en sel ne sont pas pris en compte dans les estimations des quantités de sélénium contenues dans la nourriture.

Sélénium

9.14.1 Évaluation du risque

L'ajout de sélénium à l'alimentation du bétail est une pratique courante, mais qui est souvent effectuée sans connaître au préalable les niveaux de sélénium déjà présents dans l'alimentation. La teneur de l'eau en sélénium est rarement (voire jamais) prise en compte dans le calcul des besoins en sélénium provenant de l'alimentation. Dans ces conditions, les effets de l'ingestion d'une eau contenant 50 µg de Se par litre (limite fixée dans les recommandations du CCME) peuvent être grandement sous-estimés dans la charge totale de sélénium issue de l'alimentation. Comme le montre le tableau 9.14.1, à ce niveau, l'ingestion de sélénium issu de l'eau peut faire augmenter la charge totale de sélénium alimentaire jusqu'à des niveaux considérés comme excessifs.

En général, dans la documentation, on établit la quantité maximale de Se pouvant être tolérée par toutes les catégories de bétail à 2 ppm (CNRC, 1980). Cependant, au vu des études récentes, cette hypothèse doit être considérée avec discernement (CNRC, 2005). Par exemple, on pensait que la maladie des « blind staggers » chez les ruminants était due à la toxicité du Se, mais dans leur étude, O'Toole et Raisbeck (1995) sont allés à l'encontre de cette théorie. Ces auteurs expliquent qu'une exposition alimentaire pendant 4 mois à 0,15, 0,28 et 0,8 mg de Se/kg de poids vif sous la forme de séléénométhionine, ainsi qu'à 0,8 mg de Se/kg sous la forme de sélénite de sodium, ne provoquait aucune lésion neurologique, rénale ou hépatique. Ces résultats permettent donc de montrer que la maladie des « blind staggers » est causée par des facteurs autres que des quantités excessives de sélénium. Il convient de noter que des niveaux d'exposition de 0,8 mg de Se/kg de poids vif seraient équivalents à des concentrations de Se dans l'alimentation supérieures à 25 mg de Se/kg de MS (25 ppm), ce qui représente une quantité beaucoup plus élevée que le niveau de tolérance, fixé à 2 ppm. Cela nous amène donc à nous interroger sur la fiabilité des niveaux de tolérance précédemment établis.

De plus, on admet généralement qu'il n'y a qu'un pas entre des concentrations de Se permettant de répondre aux besoins nutritionnels, et des concentrations toxiques, mais cette affirmation a également été remise en question. Des données récentes de l'Université de Floride (Cristaldi et coll., 2005; Davis et coll., 2006) ont montré que des moutons pouvaient tolérer plus de 10 ppm de Se pendant des périodes relativement longues.

Répercussions sur la santé : dans des conditions de gestion normales, le risque de toxicité aiguë lié à la présence de sélénium dans l'eau est très faible, voire inexistant. La sensibilité à la toxicité du sélénium peut varier de manière importante en fonction de l'espèce, de l'âge, de l'état nutritionnel et de l'état physiologique. Les jeunes animaux présentent généralement une tolérance moins élevée que les adultes.

La volaille et les poissons semblent plus sensibles aux effets tératogènes du sélénium que d'autres animaux. Un syndrome chronique communément associé à la toxicité du

Se a été constaté chez les bovins et les ovins, appelé sélénose chronique. Les symptômes sont la perte de vitalité, l'émaciation, la malformation et l'atrophie des sabots, la perte des poils longs et l'érosion des articulations des os longs. Il est intéressant de souligner qu'O'Toole et Raisbeck (1995) ont obtenu ces symptômes dans leurs expériences, mais uniquement lorsqu'ils utilisaient 0,28 et 0,8 mg de Se/kg de poids vif, soit des niveaux d'exposition au Se assez élevés (équivalents à des concentrations alimentaires d'environ 10 à 25 mg de Se/kg de MS).

Les conséquences d'une exposition à de faibles doses à long terme restent encore à déterminer, en particulier chez les animaux sélectionnés pour leur rendement élevé. On ne connaît notamment pas encore bien les effets d'une exposition à long terme sur les paramètres de fertilité et de production du bétail.

Répercussions sur la production : des excès de sélénium ont provoqué une baisse de la fertilité et des anomalies congénitales. C'est pourquoi, dans la pratique, il ne faut pas négliger l'impact d'un excès de sélénium sur les capacités de reproduction globales du bétail.

L'ingestion de grandes quantités de sélénium par les vaches a des répercussions particulièrement importantes sur la teneur en sélénium du lait qu'elles produisent. On a enregistré des concentrations allant de 0,16 à 1,27 mg de Se/l dans le lait de vaches élevées dans des zones rurales sélénifères des États-Unis (Rosenfeld et Beath, 1964). Ces niveaux peuvent constituer un problème pour le consommateur.

Des niveaux élevés de sélénium dans l'eau d'abreuvement peuvent altérer la saveur de l'eau en donnant à cette dernière une odeur d'ail et un goût astringent.

Interactions métaboliques : les mécanismes de toxicité et les interactions métaboliques restent encore assez flous. Dans la documentation, il est fait état de plusieurs éléments interagissant avec le sélénium, notamment : Ag, As, Cd, Ca, Cu, Hg, Pb, Zn et S. Ces composés peuvent réduire la toxicité ou entraîner une carence de Se. Il faut souligner l'antagonisme naturel qui existe entre l'arsenic et le sélénium. Le sélénium présente des similitudes avec le soufre, pouvant entraîner la substitution de S par Se dans les molécules biologiquement actives, ce qui peut perturber les activités métaboliques de ces molécules.

Une carence en vitamine E peut accroître la sensibilité des animaux à la toxicité du sélénium, alors qu'une augmentation des quantités de vitamine E ingérées améliore la tolérance au sélénium. Le monensin semble augmenter la consommation de Se. C'est pourquoi son utilisation doit faire l'objet de vérifications en cas d'excès de Se.

Sélénium

Tableau 9.14.2 Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au sélénium

Recommandations	Interactions			Effets néfastes et signes de toxicité	
	Éléments essentiels	Métaux toxiques	Effets métaboliques	Exposition à des doses modérées ou élevées sur une courte période	Exposition à des doses faibles ou modérées sur une période étendue
Quantités maximales recommandées pour l'eau d'abreuvement du bétail [†]					
50 µg/l	calcium, cuivre, manganèse, zinc, soufre	arsenic, plomb, cadmium, mercure, argent	Les composés interagissant avec Se peuvent réduire la toxicité de ce dernier. La substitution du soufre par du sélénium dans les molécules biologiquement actives peut perturber les activités métaboliques de ces molécules.	Le risque de toxicité aiguë liée à la présence de Se est généralement très faible.	Les symptômes sont la perte de vitalité, l'émaciation, la malformation et l'atrophie des sabots, la perte des poils longs et l'érosion des articulations des os longs. Le sélénium peut entraîner une baisse de la fertilité et des anomalies congénitales. L'ingestion de sélénium par les vaches a des répercussions particulièrement importantes sur la teneur en sélénium du lait qu'elles produisent.

[†] Dans les recommandations du CCME de 2005, le niveau maximum de sélénium pour le bétail est fixé à 50 µg/l. Cependant, à ce niveau, l'eau peut jouer un rôle important dans l'ingestion totale de sélénium si les quantités de sélénium présentes dans la nourriture sont déjà légèrement élevées. En 1980, la quantité maximale de Se pouvant être tolérée par toutes les catégories de bétail avait été fixée à 2 ppm (CNRC, 1980).

9.14.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

On trouve de faibles concentrations de sélénium dans le sol et les roches. Le sol contient plus de sélénium que les roches et on trouve souvent des quantités de sélénium plus importantes dans les aquifères peu profonds. Les concentrations de sélénium sont généralement plus importantes dans les puits de surface que dans les puits plus profonds, ce qui laisse supposer que le sélénium proviendrait principalement des sols. Il semblerait aussi qu'en Saskatchewan, la concentration de sélénium soit plus élevée dans les eaux souterraines de la partie sud-ouest de la province.

En Saskatchewan, seulement 3 % des échantillons d'eaux souterraines dépassaient les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, fixées à 50 µg/l (Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base).

Tableau 9.14.3 Niveaux de sélénium des eaux souterraines de la Saskatchewan

Sélénium (µg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<10	2652	89,7
10 à 20	105	3,6
20 à 50	112	3,8
50 à 100	47	1,6
100 à 200	22	0,7
200 à 500	19	0,6
>500	1	0,03

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

9.14.3 Considérations liées à la gestion

Plusieurs solutions existent pour remédier à un excès de sélénium : 1) modification de l'alimentation afin d'équilibrer les quantités totales de Se ingérées, 2) modification de l'alimentation visant à limiter l'absorption de sélénium et à favoriser l'excrétion, 3) traitement du sol pour réduire l'assimilation de sélénium par les plantes. On peut également exploiter l'antagonisme naturel qui existe entre l'arsenic et le sélénium dans les stratégies de gestion visant à résoudre des problèmes d'excès de sélénium.

9.14.4 Technologies de traitement

Parmi les technologies de traitement, on trouve :

- la nanofiltration ou les membranes d'osmose inverse.

Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

Sodium

9.15 Sodium

Le sodium est largement présent dans l'eau, mais son contenu varie considérablement en fonction des conditions hydrologiques et géologiques régionales et locales, de la période de l'année, et des habitudes d'utilisation du sel industriel (par exemple pour le déneigement ou le dégivrage, la transformation des aliments destinés aux humains et au bétail, etc.). De grandes quantités de sel utilisées pour l'entretien des routes en hiver vont inévitablement se retrouver dans l'environnement.

La plupart du temps, la présence de sodium dans les sources d'eau d'abreuvement est associée à celle d'ions sulfate et chlorure, qui ne devraient pas être négligés. Les ions sulfate peuvent notamment constituer un facteur plus déterminant pour la qualité de l'eau que le sodium à lui seul.

Tableau 9.15.1 Exemples de consommation de sodium provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.

Recommandations pour l'eau [†]		Recommandations concernant les quantités de sodium contenues dans l'alimentation [‡]		
Teneur de l'eau en Na (mg/l)	Estimation de la quantité de sodium provenant de l'eau par rapport à la consommation totale de sodium issue de l'alimentation (g/jour)	Estimation de la quantité de sodium provenant de l'alimentation normale (g/jour)	Estimation des niveaux de sodium issus de l'alimentation généralement considérés comme sûrs et des niveaux de sodium issus de l'alimentation pouvant présenter un risque d'effets indésirables ou de toxicité (g/jour)	
1000	32 à 40	11	Niveaux sûrs <i>(généralement considérés comme équilibrés sur le plan nutritionnel)</i>	9 – 26
			Niveaux excessifs <i>(risque éventuel d'effets métaboliques indésirables)</i>	27 – 85
			Niveaux potentiellement toxiques <i>(risque élevé de troubles métaboliques ou de problèmes de santé manifestes)</i>	>85

Remarque 1 : en considérant que l'animal non spécifique en question est une vache de boucherie (PV : 550 à 600 kg), au troisième trimestre de grossesse, nourrie avec du brome-luzerne de qualité moyenne, évoluant dans un environnement où la température ambiante est comprise entre 20 et 25 °C, et mangeant entre 11 et 14 kg de matière sèche, sa consommation d'eau serait comprise approximativement entre 32 et 40 litres par jour. Les estimations de consommation sont tirées du programme d'équilibrage des rations CowBytes®.

Remarque 2 : les suppléments minéraux ou en sel ne sont pas pris en compte dans les estimations des quantités de sodium contenues dans la nourriture.

† Il n'existe actuellement aucune recommandation concernant les concentrations maximales de sodium dans l'eau d'abreuvement du bétail.

Le CCME a fixé la limite de sodium dans l'eau de boisson destinée aux humains à < 200 mg/l. La valeur de 1 000 mg/l provient du fait que 98 % des eaux souterraines de la Saskatchewan ont une concentration inférieure à ce niveau.

‡ Les valeurs concernant la nourriture sont tirées du logiciel d'équilibrage des rations CowBytes (qui inclut le modèle du CNRC de 2000 sur les bœufs), ministère de l'Agriculture et du Développement rural de l'Alberta.

S.O. = sans objet (données non disponibles)

9.15.1 Évaluation du risque

Dans des conditions physiologiques normales, le corps dispose de méthodes très efficaces pour réguler les niveaux de sodium; ce dernier n'est donc généralement pas considéré comme un élément toxique. Chez les humains, la concentration maximale de sodium tolérée dans l'eau de boisson est environ 200 mg/l. La plupart du temps, le goût de l'eau de boisson est considéré comme désagréable lorsque les concentrations de sodium dépassent la limite indiquée ci-dessus.

Sodium

Répercussions sur la santé : des niveaux d'ingestion élevés pendant des périodes prolongées peuvent gêner l'homéostasie normale, et éventuellement provoquer certaines formes d'hypertension et des cas d'insuffisance cardiaque congestive, de maladie des reins, de cirrhose et d'hypertension gravidique. On a constaté des cas d'empoisonnement par le sel dans différentes circonstances chez des bovins adultes. Un empoisonnement par le sel peut notamment se manifester par des irritations gastro-intestinales, accompagnées de vomissements, de diarrhées, de fèces mucoïdes, de douleurs abdominales, d'anorexie, de soif, de salivation et de polyurie. Au niveau du système nerveux, les symptômes sont notamment des problèmes d'articulations, la cécité, des spasmes musculaires, la parésie et des convulsions.

Les effets néfastes liés à la présence de sulfate de sodium (Na_2SO_4) dans l'eau d'abreuvement dépendent du type d'animal, de l'ingestion totale de soufre *via* l'alimentation et des quantités d'eau consommées. Chez les ruminants, on établit un lien entre un trouble du système nerveux central, appelé polioencéphalomalacie, et des niveaux élevés de sulfate de sodium dans l'eau d'abreuvement. Cependant, lorsque le sodium se trouve sous forme de sel de sulfate dans l'eau, les effets néfastes sont plus souvent liés à la présence de sulfate qu'à celle de sodium (pour plus de détails, consultez la partie sur le soufre).

Répercussions sur la production : le sodium, à une concentration supérieure à 200 mg/l, peut altérer la saveur de l'eau, ce qui peut entraîner une diminution de la consommation d'eau. L'ion sodium est un composant important de l'homéostasie acido-basique, et la perturbation de l'équilibre acido-basique des animaux très productifs peut avoir des conséquences métaboliques pouvant se répercuter sur le rendement. Les vaches en lactation buvant de l'eau à forte teneur en sel ont augmenté leur consommation d'eau de 7 % et ont eu tendance à produire moins de lait par rapport aux vaches buvant une eau peu salée (Jaster et coll., 1978).

Interactions métaboliques : les effets indésirables du sodium dans l'eau d'abreuvement ne peuvent pas être traités de manière autonome. L'ion sodium est l'un des composants ioniques participant à la salinité (voir la partie sur la salinité). Il convient donc de prendre en compte le cas de figure le plus probable, à savoir la combinaison des effets d'ions tels que le sodium, le chlorure et le sulfate.

Tableau 9.15.2 Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au sodium.

Recommandations	Interactions	Effets néfastes et signes de toxicité	
Quantités maximales recommandées pour l'eau d'abreuvement du bétail [†]	Effets métaboliques	Exposition à de fortes doses sur une courte période	Exposition à de faibles doses sur une longue période
<p>Il n'existe actuellement aucune recommandation concernant les concentrations maximales de sodium dans l'eau d'abreuvement du bétail.</p> <p>Le CCME a fixé la limite de sodium dans l'eau de boisson destinée aux humains à < 200 mg/l.</p>	<p>Les effets du sodium sont difficiles à différencier de ceux d'autres ions tels que le chlorure ou le sulfate, étant donné que le sodium n'est jamais présent dans l'eau à l'état pur. Concernant le sulfate de sodium, le sulfate est probablement plus toxique que le sodium. En revanche, pour ce qui est du chlorure de sodium, c'est l'ion Na⁺ qui semble être à l'origine de la plupart des effets identifiés d'un empoisonnement par le sel. Les effets métaboliques concernent la déshydratation cellulaire, ou rétraction des tissus, et les œdèmes.</p>	<p>La plupart des animaux peuvent tolérer des quantités de sodium relativement importantes, et les réactions sont variables. L'ingestion d'une eau contenant entre 6 726 et 6 826 mg de Na⁺/l a entraîné la perte de vitalité, la pelade et la mort de 15 bovins sur 220. La présence de 10 000 ppm de chlorure de sodium dans l'eau d'abreuvement peut être toxique, et la présence de 5 000 à 7 000 ppm de NaCl dans l'eau peut nuire à la santé et au rendement des troupeaux.</p>	<p>Si les animaux disposent d'une eau abondante et de bonne qualité, ils peuvent tolérer de grandes quantités de Na.</p> <p>Les bovins ingérant une eau contenant 2 500 mg de NaCl/l (975 mg de Na⁺/l) pendant 28 jours consomment plus d'eau, produisent moins de lait et sont atteints de diarrhées.</p>

[†]Santé Canada, 2008

9.15.2 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

Dans les eaux souterraines, les concentrations de sodium sont généralement comprises entre 6 et 130 mg/l. Elles vont de moins de 1 mg/l à plus de 2 000 mg/l dans les eaux de surface du Canada. En Saskatchewan, la concentration de sodium la plus élevée enregistrée dans la Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base est de 2 710 mg/l pour les eaux souterraines, et de 3 840 mg/l pour les eaux de surface. Le tableau suivant montre la fréquence des différentes quantités de sodium dans les eaux souterraines.

Sodium

Tableau 9.15.3 Niveaux de sodium des eaux souterraines de la Saskatchewan

Sodium (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<200	1997	69,0
200 à 500	593	20,5
500 à 1 000	261	9,0
1 000 à 2 000	40	1,4
>2000	2	0,1

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

Tableau 9.15.4 Niveaux de sodium des eaux de surface de la Saskatchewan

Sodium (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<200	292	93,6
200 à 500	9	2,9
500 à 1 000	5	1,6
1 000 à 2 000	5	1,6
>2000	1	0,3

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

9.15.3 Considérations liées à la gestion

Les produits chimiques contenant du sodium sont utilisés dans divers systèmes de traitement visant à adoucir l'eau, ce qui peut constituer une source importante de sodium dans l'eau d'abreuvement. Si l'on cherche à réduire de manière significative la dureté non carbonatée, le procédé d'adoucissement par la chaux et la soude peut accroître considérablement le taux de concentration de sodium. Dans les systèmes domestiques d'adoucissement de l'eau fonctionnant à l'aide de résines échangeuses d'ions, pour 100 mg de calcium éliminé par litre d'eau, la concentration de sodium de l'eau traitée augmentera de 115 mg/l.

9.15.4 Technologies de traitement

Parmi les technologies de traitement, on trouve :

- la nanofiltration ou les membranes d'osmose inverse.

Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

9.16 Sulfate

Le soufre peut être présent dans l'eau sous différentes formes chimiques. En général, le soufre se trouve dans l'eau d'abreuvement du bétail sous forme de sulfate, mais dans certaines sources d'eau, l'environnement peut être à l'origine d'une réduction importante des sulfates, et les transformer alors en sulfure. Le soufre réduit se trouve plus souvent dans certaines sources d'eau sous forme de sulfure d'hydrogène, qui donne à l'eau de boisson cette odeur très caractéristique d'œufs pourris. L'ion sulfate est certainement le contaminant le plus répandu dans les sources d'eau d'abreuvement du bétail au Canada, en particulier dans les provinces des Prairies. Les problèmes liés à une ingestion excessive de soufre ont fait l'objet de recherches approfondies, mais il semble que l'influence du soufre dans l'altération de la qualité de l'eau ne soit pas encore complètement reconnue dans la pratique.

Des niveaux élevés de soufre dans l'eau peuvent avoir des effets indésirables sur toutes les catégories d'animaux d'élevage, mais les ruminants sont plus sensibles. Des animaux comme les porcins ou la volaille sont capables de tolérer des quantités importantes de soufre dans l'eau d'abreuvement, alors que des niveaux relativement bas peuvent avoir un effet négatif sur la santé et le rendement des bovins et des ovins. C'est pourquoi les paragraphes qui suivent seront principalement axés sur les ruminants.

Pour les sulfates, on cite souvent la recommandation du CCME de 1 000 mg/l comme valeur maximale ne présentant pas de danger. Le soufre représente environ 33,3 % des ions sulfate, donc, pour une concentration de sulfates s'élevant à 1 000 mg/l, chaque litre d'eau consommé entraîne l'ingestion d'environ 333 mg de soufre alimentaire. En fait, à ce niveau, pour la plupart des animaux d'élevage, le soufre présent dans l'eau ne semble pas poser de problème toxicologique. En revanche, chez les ruminants, de telles quantités peuvent entraîner de graves problèmes de santé : si l'on tient compte notamment du soufre issu de l'eau et de la nourriture, le cumul des quantités consommées peut être trop important, voire toxique dans certains cas (voir plus loin pour plus de détails). Le tableau 9.16.1 donne des exemples où l'ingestion cumulée de soufre issu de l'eau et de la nourriture peut facilement atteindre des niveaux toxiques, même si les états nutritionnels semblent normaux.

9.16.1 Évaluation du risque

Importance des sulfates dans l'eau par rapport à l'ingestion totale de soufre : concernant la qualité de l'eau destinée au bétail, le soufre est probablement le contaminant qui joue le rôle le plus important dans l'eau pour les ruminants, et il a un impact considérable aussi bien sur la santé que sur le rendement de ces derniers. Dans de nombreuses zones géographiques, la consommation d'une eau d'abreuvement contenant du soufre peut jouer un rôle majeur dans l'ingestion totale de soufre.

Dans de nombreuses exploitations du Canada, pour le bétail, l'eau d'abreuvement constitue probablement la source d'une consommation excessive de soufre la plus

Sulfate

fréquente. Il n'existe pas encore d'étude détaillée au Canada sur la répartition des quantités de soufre ingérées entre la nourriture et l'eau. Cependant, des rapports d'études de cas indiquent que le problème est largement répandu. D'après des renseignements ponctuels provenant de différentes publications canadiennes (Harries, 1987; Boila, 1988; McLeese et coll., 1991; Beke et Hironaka, 1991; Olkowski et coll., 1991; Hamlen et coll., 1993; Hydack, 2003), 20 à 40 % des exploitations d'élevage des provinces des Prairies utilisent de l'eau d'abreuvement contenant plus de 1 000 ppm de sulfates. Selon notre enquête portant sur plusieurs exploitations de la Saskatchewan (Olkowski et coll., 1991), quelque 25 à 30 % de ces dernières utilisent de l'eau dont les niveaux de sulfates sont compris entre 1 000 et 1 500 ppm, et pour 5 à 10 % d'entre elles, la concentration de sulfates dans l'eau d'abreuvement dépassait 3 000 ppm. Dans certains cas, la teneur en sulfates atteignait même 5 000 à 7 800 ppm.

Il faut souligner que même des niveaux de soufre dans l'eau relativement bas peuvent avoir un impact significatif sur l'ingestion totale de soufre, pour peu que la ration contienne déjà cet élément en grandes quantités. Dans certains végétaux, le soufre peut être présent naturellement dans des proportions élevées ou excessives, et son niveau peut augmenter sous l'influence de différentes conditions de gestion du sol (Boila et coll., 1987; Hardt et coll., 1991).

Des concentrations élevées de S sont naturellement présentes dans un certain nombre d'aliments pour le bétail couramment utilisés (CNRC, 1984); on peut donc s'attendre à une présence excessive de S dans les rations contenant ces ingrédients. Le tableau 9.16.2 donne plusieurs exemples d'aliments pour le bétail couramment utilisés dans la composition des rations des ruminants et contenant des niveaux élevés de S.

Tableau 9.16.1 Exemples de consommation de soufre provenant de la nourriture et de l'eau chez un bovin non spécifique.

Recommandations pour l'eau [†]		Recommandations concernant les quantités de soufre contenues dans l'alimentation [‡]		
Teneur de l'eau en sulfates (mg/l)	Estimation de la quantité de soufre provenant de l'eau par rapport à la consommation totale de soufre issue de l'alimentation (g/jour)	Estimation de la quantité de soufre provenant de l'alimentation normale (g/jour)	Estimation des niveaux de soufre issus de l'alimentation généralement considérés comme sûrs et des niveaux de soufre issus de l'alimentation pouvant présenter un risque d'effets indésirables ou de toxicité (g/jour)	
1000 (333 mg de S/l)	10,7 à 13,3	16 à 20	Niveaux sûrs <i>(généralement considérés comme équilibrés sur le plan nutritionnel)</i>	16 – 26
			Niveaux excessifs <i>(risque éventuel d'effets métaboliques indésirables)</i>	27 – 32
			Niveaux potentiellement toxiques <i>(risque élevé de troubles métaboliques ou de problèmes de santé manifestes)</i>	>32

Remarque 1 : en considérant que l'animal non spécifique en question est une vache de boucherie (PV : 550 à 600 kg), au troisième trimestre de grossesse, nourrie avec du brome-luzerne de qualité moyenne, évoluant dans un environnement où la température ambiante est comprise entre 20 et 25 °C, et mangeant entre 11 et 14 kg de matière sèche, sa consommation d'eau serait comprise approximativement entre 32 et 40 litres par jour. Les estimations de consommation sont tirées du programme d'équilibrage des rations CowBytes®.

Remarque 2 : les suppléments minéraux ou en sel ne sont pas pris en compte dans les estimations des quantités de soufre contenues dans la nourriture.

[†] Les recommandations concernant l'eau d'abreuvement sont fondées sur les recommandations du CCME de 2005.

[‡] Les valeurs concernant la nourriture et les quantités de soufre issues de l'alimentation sont tirées du logiciel d'équilibrage des rations CowBytes (qui inclut le modèle du CNRC de 2000 sur les bœufs), ministère de l'Agriculture et du Développement rural de l'Alberta.

Sulfate

Tableau 9.16.2 Aliments couramment utilisés pour les ruminants et contenant une forte concentration en soufre

Aliment	Teneur en soufre en % (MS)
Luzerne	0,40
Capsules de coton	0,34-0,56
Betteraves fourragères	0,63
Betteraves sucrières et leurs produits dérivés	0,22-0,54
Tourteau de soja	0,49
Mélasse	0,40-0,61
Graines de colza extraites mécaniquement	0,50
Foin de mélilot	0,47
Navet	0,43
Levures	0,45-0,62
Agropyre	0,47
Lactosérum déshydraté	1,12-1,15
Drêches sèches de brasserie	0,32
Drêches ou solubles de distillerie	*0,44-0,65
Drêches ou solubles de distillerie	**0,31-1,9

CNRC, 1984

* McKinnon, 2008 (communication personnelle)

** Distillers Grains By-products In Livestock and Poultry Feeds, Nutrient Profiles Comparison Tables, Université du Minnesota, <http://www.ddgs.umn.edu/profiles.htm#us>

Remarque : en Saskatchewan, lors de ces dernières années très sèches, on a utilisé du fourrage à base de canola pour nourrir les bovins. Dans ces circonstances, il faut noter que le fourrage à base de canola peut contenir des niveaux élevés de S, et ainsi augmenter le risque d'effets indésirables.

Afin d'évaluer le danger potentiel pour les ruminants lié à la présence de soufre dans l'eau, il faut tenir compte des quantités totales de soufre ingérées via l'alimentation.

Lors de l'évaluation du risque d'exposition, il est essentiel de prendre en considération le fait que les niveaux d'ingestion de soufre par les ruminants dépendent de nombreux paramètres alimentaires et environnementaux. Les facteurs exerçant une influence sur les taux de soufre dans l'alimentation peuvent varier de manière considérable et sont souvent difficiles à contrôler. Comme le montre le tableau 9.16.1, même dans des conditions d'alimentation normales, l'ingestion d'eau peut jouer un rôle important dans la charge totale de S contenue dans l'alimentation.

Les recommandations établissent le taux de tolérance pour le soufre issu de l'alimentation à 0,4 % (NAS, 1980), mais d'après certaines sources, même des niveaux inférieurs pourraient présenter un risque. Selon Kandilis (1984), l'ingestion d'une alimentation contenant 0,3 % de soufre peut avoir des effets indésirables. En effet, actuellement, au vue des résultats obtenus dans les recherches réalisées récemment, le niveau le plus bas semble plus réaliste. Il est intéressant de noter que si l'on étudie les

problèmes liés à une surcharge de soufre dans l'alimentation d'un point de vue historique, on remarque une tendance indiquant que la tolérance à un excès de S diminue au fil du temps, parallèlement à une sélection de plus en plus exigeante effectuée parmi les bovins en matière de rendement.

Répercussions sur la santé : les problèmes essentiels concernant la toxicité du soufre ont déjà fait l'objet d'études dans le passé et les résultats ont été rassemblés dans deux documents majeurs : CNRC (1974) et NAS (1980). Cependant, les différentes réactions des ruminants face à la présence de soufre en quantités excessives semblent être en train d'évoluer. Par exemple, dans des travaux de recherche plus récents, il est expliqué qu'un excès de soufre dans l'alimentation des bovins et des ovins entraîne un trouble du système nerveux central, la nécrose du cortex cérébral, souvent également appelée polioencéphalomalacie (PEM). De plus, au cours des trois dernières décennies, les ruminants sont devenus de moins en moins tolérants au soufre. D'après des observations personnelles remontant jusqu'au milieu des années 1980, les éclosions liées à la présence de soufre se sont faites plus nombreuses lors des deux dernières décennies, et elles ont eu tendance à être plus graves et à toucher un plus grand nombre d'animaux. Les observations plus récentes dont nous disposons pour les 7 dernières années (Olkowski et coll., observations non publiées) indiquent que la maladie est le plus souvent aiguë et que les taux de mortalité ont tendance à être plus élevés que dans le passé. Les animaux touchés ont tendance à mourir aux premiers stades de la maladie.

Mort subite : les quantités de sulfures produits dans le rumen des ruminants ayant reçu une nourriture à forte teneur en soufre peuvent être considérables. Chez les animaux d'expérience, on a signalé des cas de décès dus à une synthèse excessive des sulfures dans la poche de gaz du rumen. Cependant, ce type d'effets indésirables directs liés à la toxicité du soufre n'est pas très répandu.

Trouble du système nerveux central : ces dernières années, de nombreux rapports ont mis en cause des niveaux élevés de S dans l'eau d'abreuvement comme facteurs étiologiques des nécroses des tissus cérébraux, souvent appelées polioencéphalomalacie ou PEM (Harries, 1987; Beke et Hironaka, 1991; Olkowski et coll., 1991; Hamlen et coll., 1993; Gould, 1998; Peterson et coll., 2003; Hydack, 2003; Kul et coll., 2006, McKenzie et coll., 2008). Certains rapports ayant été publiés indiquent que la morbidité et la mortalité dues à des lésions cérébrales liées à la présence de S peuvent être élevées. Par exemple, Peterson et coll. (2002) ont signalé que 15 % des bovins buvant de l'eau contenant 3 100 ppm de sulfates étaient atteints de PEM. Un tel niveau de sulfates signifie l'ingestion pour les bovins d'1 g de soufre alimentaire par litre d'eau. Il est intéressant de remarquer que dans leur étude, Kul et coll. (2006) indiquent que la présence de 0,45 % de soufre alimentaire a entraîné une éclosion massive de PEM.

La PEM peut survenir dans les 3 à 6 semaines suivant l'exposition à une eau ou à de la nourriture ayant une teneur élevée en soufre. La maladie peut être aiguë : les

Sulfate

symptômes sont par exemple la cécité, le décubitus, les crises d'épilepsie et les morts fréquentes. Ou elle peut être subaiguë : elle se caractérise alors par une déambulation sans but, de l'ataxie, ou une tendance à pousser de la tête et à marcher sur des obstacles en raison de troubles de la vision. La maladie, sous sa forme subaiguë, peut devenir aiguë et entraîner le décubitus et des crises d'épilepsie. Une guérison est possible grâce à un traitement par la thiamine si celui-ci est effectué à temps. On a constaté des lésions nécrotiques caractéristiques dans la matière grise corticale du cerveau des animaux décédés à la suite d'une PEM due au soufre.

Répercussions sur la production : ces dernières années, les bovins sont plus susceptibles d'être touchés par la présence de soufre dans l'alimentation, alors que dans le passé, cela n'aurait eu aucun impact sur eux. Par exemple, l'étude de Zinn et coll. (1997) montre qu'un excès de soufre de 0,2 % dans la ration de matière sèche peut avoir des effets néfastes sur le gain moyen quotidien, la consommation de nourriture et la valeur énergétique nette de l'alimentation du bétail. Loneragan et coll. (2001) indiquent que des concentrations de sulfates supérieures à 583 ppm ont entraîné la diminution du rendement des parcs d'engraissement, comme le montrent la baisse du gain moyen quotidien et de l'indice de transformation et les caractéristiques des carcasses. En revanche, dans leur étude, Weeth et Capps (1972) expliquent qu'une eau contenant 1 462 ppm de sulfates n'a par d'incidence sur le rendement des animaux. Il est intéressant de remarquer que la consommation d'une eau contenant 1 462 ppm de sulfates peut entraîner l'ingestion de 0,2 % de S par rapport à l'alimentation totale, sans prendre en compte la teneur en S de la nourriture.

Plusieurs exemples tirés de recherches récentes ont indiqué que les bovins exposés à des quantités excessives de S avaient un mauvais rendement (Zinn et coll., 1997; Patterson et Johnson, 2003; Patterson et coll., 2003). Les pertes peuvent être considérables au plan de la production. Par exemple, dans une étude sur les bouvillons (Peterson et coll., 2003), le gain moyen quotidien a chuté de 1,39 à 1,01 lb/jour lorsque les quantités de sulfates dans l'eau d'abreuvement sont passées de 400 à 3 100 ppm.

Dans les recommandations canadiennes pour l'eau d'abreuvement du bétail, le niveau maximal de sulfates conseillé est fixé à 1 000 mg/l. Cependant, en pratique, lorsque la consommation d'eau est élevée, la seule ingestion d'une eau d'abreuvement contenant 1 000 ppm de sulfates peut entraîner un taux de soufre alimentaire de 0,3 %. Comme nous l'avons dit précédemment, la consommation de plus de 0,3 % de soufre dans l'alimentation peut avoir des répercussions sur le rendement et constituer un danger au plan sanitaire. Au vue des recherches récentes, les recommandations canadiennes sur les taux de soufre dans l'eau d'abreuvement doivent donc faire l'objet d'une révision.

9.16.2 Interactions métaboliques

Aspects métaboliques spécifiques liés à la présence de soufre chez les ruminants : la sensibilité des ruminants au soufre est directement liée aux caractéristiques métaboliques spécifiques de ces espèces. En raison de la nature

unique du métabolisme du soufre, les ruminants présentent un risque considérablement plus élevé de développer de graves réactions négatives suite à une ingestion excessive de soufre. C'est pourquoi les problèmes liés à la présence de soufre dans l'eau destinée aux ruminants doivent rester dans le contexte des caractéristiques métaboliques spécifiques du soufre issu de l'alimentation dans son ensemble.

Le soufre que l'on rencontre dans les sources d'eau d'abreuvement se présente généralement sous forme de sulfate. Chez les ruminants, presque la totalité des sulfates ingérés sont réduits en sulfure par la flore ruminale. Le sulfure est absorbé, puis oxydé de manière séquentielle en sulfite et en sulfates dans les tissus. Les sulfates sont ensuite recyclés dans le rumen par la salive. Ainsi, le cycle du soufre ingéré est un composant important du métabolisme, et les effets indésirables potentiels doivent donc être pris en compte. Un excès de S dans l'alimentation peut entraîner la prolifération de la bactérie réduisant le soufre dans le rumen, ce qui peut provoquer par la suite l'augmentation des quantités de métabolites de S toxiques d'origine alimentaire issus de l'organisme.

Une ingestion excessive de soufre peut avoir pour conséquence une toxicité directe, mais les effets indésirables sont principalement liés aux interférences métaboliques.

Les effets métaboliques de niveaux élevés de S dans l'alimentation sont principalement liés à des interactions nutritionnelles. En effet, le soufre alimentaire interfère avec le métabolisme de plusieurs nutriments essentiels. Ces effets représentent une catégorie bien particulière de toxicité nutritionnelle du soufre, associée à des caractéristiques spécifiques du métabolisme du S chez les ruminants.

Problèmes métaboliques dus aux interactions entre le soufre et les nutriments : les données expérimentales indiquent que la synthèse de la vitamine B₁ (thiamine) dans le tractus gastro-intestinal des ruminants est entravée par un excès de soufre (Goetsch et Owens, 1987; Olkowski et coll., 1993). La concentration de thiamine dans le sang est inférieure chez le bétail buvant une eau à forte teneur en sulfates (Gooneratne et coll., 1987, Olkowski et coll., 1991). Dans le cas d'une demande métabolique accrue, on peut constater un déficit en thiamine chez les ruminants exposés à un excès de S dans leur alimentation (Olkowski et coll., 1991).

La rétention du calcium et du phosphore a été limitée suite à l'ajout de sulfates dans l'alimentation (Tucker et coll., 1991) et ce problème métabolique peut revêtir une importance considérable chez les vaches laitières.

Le sulfate et le thiosulfate freinent l'ingestion de sélénate (Turner et coll., 1990) et on a signalé la possibilité d'une influence du sulfate sur un accroissement de la dystrophie

Sulfate

musculaire (Hintz et Hogue, 1964). L'effet du soufre alimentaire peut être inversé par l'ajout de quantités plus importantes de sélénium (Pope et coll., 1979). Les effets du S peuvent donc être plus importants en cas d'adéquation marginale du sélénium.

Le soufre alimentaire peut interagir avec plusieurs minéraux essentiels. Des recherches ont montré que S, qu'il soit seul ou en synergie avec le molybdène, peut affecter le métabolisme gastro-intestinal du cuivre, du zinc, du manganèse, du magnésium et du phosphore (Golfman et Boila, 1990).

Comme le montre l'étude dont il est question plus haut, les effets subcliniques associés à une ingestion excessive de soufre peuvent être à l'origine d'un nombre important de troubles métaboliques.

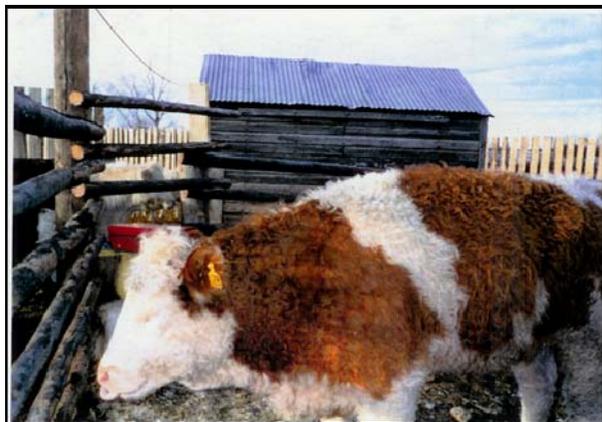
Dans la grande majorité des cas, les problèmes dus à une ingestion excessive de soufre alimentaire sont dus à des interactions métaboliques secondaires du soufre avec des nutriments essentiels. Ces effets sont des troubles métaboliques non spécifiques secondaires, et peuvent se manifester sous forme d'une multitude de troubles métaboliques non spécifiques pouvant affecter le rendement. Les effets métaboliques secondaires les plus importants sont ceux liés à une carence en cuivre due à la présence de soufre.

Carence en cuivre due à la présence de soufre : les effets chroniques d'une exposition à long terme à un excès de S dans l'alimentation correspondent à une catégorie bien particulière d'effets nutritionnels indésirables, liés aux caractéristiques uniques du métabolisme du soufre chez les ruminants. La diminution de la biodisponibilité du cuivre est due à la formation de sulfure de Cu insoluble, ou à la présence de grandes quantités de molybdène et de complexes de soufre et de thiomolybdate-Cu (voir Gooneratne et coll., 1989 pour plus d'information).

La carence en cuivre constitue certainement le problème le plus important chez les bovins et les ovins consommant une eau à forte teneur en soufre. Si le niveau de cuivre dans les rations est faible, les animaux peuvent manifester des signes de carence en cuivre en quelques semaines. Le problème est d'autant plus important si la concentration de l'alimentation en molybdène est élevée.

De manière générale, tous les signes caractéristiques d'une carence en cuivre peuvent provenir d'un excès de soufre dans l'alimentation. Cependant, les signes d'une carence en cuivre due à la présence de soufre peuvent fluctuer, étant donné qu'ils sont fonction de nombreuses variables métaboliques et conditions nutritionnelles.

Les altérations du pelage font partie des manifestations les plus frappantes d'une éventuelle carence en cuivre (figure 9.16.1).



L'exemple présenté ici est tiré d'un cas pratique réel dans lequel il est question d'une ferme de la Saskatchewan, où plusieurs animaux d'un parc d'engraissement commercial ont montré des signes de mauvais rendement. On a établi un lien entre ces derniers et une carence du métabolisme en cuivre, elle-même due à des niveaux élevés de soufre dans l'eau d'abreuvement.



Sur l'image du haut, on peut voir des signes caractéristiques d'une carence en cuivre due à des niveaux élevés de soufre dans l'eau. On remarquera la mauvaise qualité, l'aspect rêche et la couleur fade du pelage. Cet animal affiche également des signes généraux de mauvaise condition physique, et montre de gros problèmes de croissance. Une fois le problème identifié, le bétail a reçu un supplément de cuivre. En quelques semaines, l'ensemble du troupeau a montré des signes d'amélioration. Sur l'image du bas, on voit le même animal environ trois

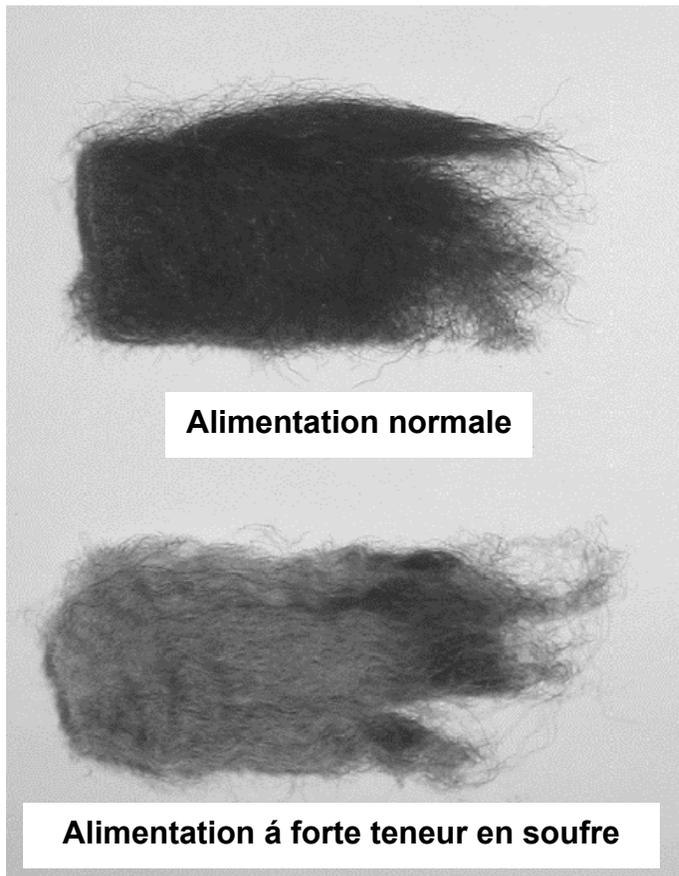
mois après qu'on ait commencé à lui administrer des suppléments de cuivre. L'apparence et la qualité du pelage se sont considérablement améliorées.

Figure 9.16.1 Carence en cuivre due à la présence de soufre chez les bovins à viande

Sulfate

Comme le montre la figure 9.16.2, les signes d'une éventuelle carence en cuivre due à la présence de soufre sont clairement identifiables chez les moutons à laine noire.

Sur la photo, on peut voir des échantillons de laine d'un animal d'expérience ayant reçu, dans un premier temps, une alimentation normale (échantillon du haut), puis, dans un deuxième temps, une alimentation



fortement concentrée en soufre (échantillon du bas). Le diagnostic d'une carence en cuivre a été confirmé par la présence d'une faible concentration de cuivre dans le plasma. Il convient de noter qu'avant que cet agneau ne soit exposé à une alimentation à forte teneur en soufre, sa laine était normale, saine et uniformément noire et brillante. Seulement six semaines après que l'animal a reçu une alimentation à concentration élevée en soufre, le pelage est devenu rêche et cassant. La modification de la couleur de la laine reflète vraiment les changements métaboliques qui se sont produits : l'échantillon du haut est noir (laine ayant poussé lorsque l'animal avait une alimentation normale), alors que celui du bas est gris (laine ayant poussé lorsque l'animal avait une alimentation à forte teneur en soufre).

Figure 9.16.2 Modification de l'aspect de la laine des ovins liée à une carence en cuivre due à la présence de soufre

Comme le montrent les photos ci-dessus, l'altération de la couleur du pelage fait partie des manifestations les plus visibles d'une éventuelle carence en cuivre : la laine rousse devient jaunâtre, et la noire devient marron ou grise. Les poils encerclant les yeux des animaux touchés sont souvent décolorés.

Parmi les autres signes de carence en cuivre due à la présence de soufre, on retiendra la pelade, la chétivité, la réduction du taux de croissance, la perte de poids, la diminution de la fertilité, les retards de puberté, la faiblesse des taux de grossesse et d'ovulation chez les vaches, et la baisse de la qualité du sperme des taureaux.

La rétention du placenta peut également être le signe d'une carence secondaire en cuivre. Les veaux nés d'une mère présentant une carence en cuivre et les jeunes veaux exposés à des quantités excessives de soufre peuvent être dans l'incapacité de téter et manquer de coordination dans leurs mouvements. Habituellement, cela se manifeste par une démarche raide, des seimes en talons, des abcès à la plante du pied, ou encore le piétin, qui peut se traduire par de la boiterie. On a également constaté des cas de maladies cardio-vasculaires et d'affaiblissement des réactions immunitaires.

Besoins en cuivre en cas de surcharge de soufre : les besoins en cuivre peuvent varier en fonction de la complexité des interactions métaboliques. La plupart du temps, les interactions Cu – S seront rendues encore plus complexes par la présence d'autres éléments, celle de molybdène et de fer étant la plus courante. Le contenu des pâturages et des fourrages en cuivre, fer, molybdène et soufre varie en fonction de l'espèce, de la souche et de la maturité de la plante, ainsi que de l'état du sol et des engrais utilisés (McFarlane et coll., 1990).

Selon le type de nourriture (c.-à-d. foin, herbe fraîche ou ensilage), les antagonismes entre le soufre, le cuivre et le molybdène peuvent varier, et le soufre à lui seul a une influence majeure sur les ensilages et les deux antagonistes ont une influence limitée sur le foin, par rapport à l'herbe fraîche (Langlands et coll., 1981; Suttle, 1977, 1983b, 1974; Bremner et coll., 1987; Whitelaw et coll., 1979; Woolliams, C. et coll., 1986; Woolliams et coll., 1986).

Mo et S ont un effet synergique très important sur la réduction de la disponibilité de Cu, car ils s'unissent à Cu dans le rumen pour former un complexe insoluble. De plus, des niveaux élevés de Ca, Cd, Co, Fe, Hg, Mn, P, Pb, Se, Sn et Zn peuvent encore plus compliquer l'utilisation de Cu.

Les effets du soufre sur le métabolisme du cuivre peuvent être rendus encore plus complexes en raison de la présence d'autres éléments connus pour entraver l'homéostasie du cuivre. L'eau peut contenir plusieurs de ces éléments, tels que le fer, le magnésium, le manganèse et le calcium, dans des quantités importantes, ainsi que des niveaux de sulfates élevés.

Étant donné le nombre très important de paramètres pouvant avoir une influence sur les interactions soufre-cuivre, il serait extrêmement difficile de conjuguer toutes ces variables pour estimer les besoins en cuivre. Même en tenant compte uniquement des deux facteurs qui ont l'effet le plus important (c.-à-d. les effets synergiques du soufre et du molybdène), cela reste très compliqué d'établir un modèle. Afin d'illustrer les répercussions du molybdène et du soufre sur les besoins en cuivre dans l'alimentation, nous avons rassemblé des données tirées de plusieurs publications. Le graphique 9.16.3 illustre les modifications des besoins en cuivre par rapport aux différents niveaux de soufre et de molybdène issus de l'alimentation.

Sulfate

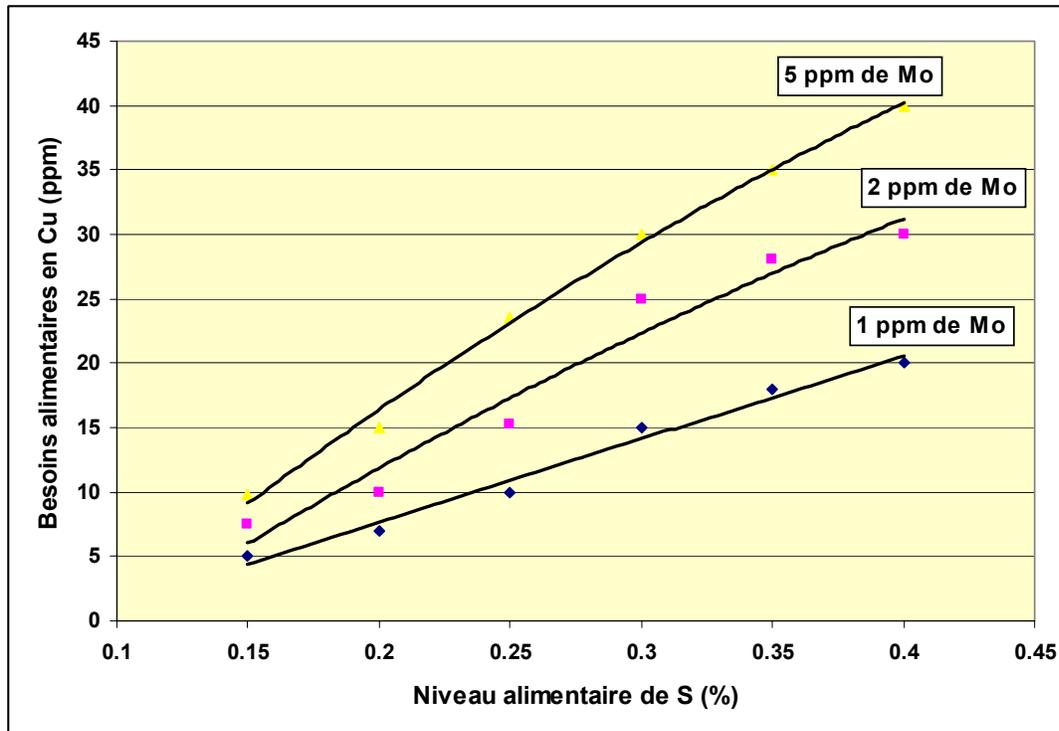


Figure 9.16.3 Quantités de cuivre nécessaires pour limiter les effets néfastes de différents niveaux de molybdène et de soufre dans l'alimentation.

Les études existantes sont insuffisantes pour établir des recommandations sur les niveaux de cuivre nécessaires dans l'alimentation pour limiter différents niveaux de soufre et de molybdène. Puls (1994) recommande la règle générale suivante : les quantités de Cu ingérées doivent être 5 à 8 fois supérieures à celles de Mo.

Les besoins en cuivre dans l'alimentation varient en fonction de la race : les bovins Simmental ont des besoins plus importants, suivis, dans l'ordre, des races Charolais, Hereford, Angus et Shorthorn. Dans certaines circonstances, il peut arriver que les bovins Simmental aient besoin de deux fois plus de Cu que les Angus. Cependant, il est important de souligner que l'ajout de cuivre dans l'alimentation pour limiter les effets néfastes du soufre doit faire l'objet d'une grande attention afin d'éviter tout risque de toxicité du cuivre. Chez les bovins, les quantités totales de cuivre provenant de l'alimentation ne doivent pas dépasser 50 ppm. Les ovins sont beaucoup plus sensibles à la toxicité du cuivre que les bovins. Chez les ovins, les niveaux de cuivre issus de l'alimentation recommandés sont compris entre 5 et 10 ppm, mais une concentration de 20 ppm peut être tolérée pendant une courte période.

Tableau 9.16.3 Résumé des renseignements pratiques sur l'exposition du bétail au soufre.

Recommandations	Interactions			Effets néfastes et signes de toxicité	
	Éléments essentiels	Métaux toxiques	Effets métaboliques	Exposition à de fortes doses sur une courte période	Exposition à de faibles doses sur une longue période
1 000 mg/l	molybdène, magnésium, fer, iode, manganèse, cuivre, zinc, sélénium, phosphore	S.O.	<p>Le soufre, qu'il soit seul ou en synergie avec le molybdène, peut affecter le métabolisme gastro-intestinal du cuivre, du zinc, du manganèse, du magnésium, du phosphore et de la vitamine B1.</p> <p>Le sulfate et le thiosulfate peuvent freiner l'ingestion de sélénate.</p> <p>Mo et S ont un effet synergique sur la réduction de la disponibilité de Cu, car ils s'unissent à Cu dans le rumen pour former un complexe insoluble.</p> <p>La rétention du calcium et du phosphore peut être limitée suite à l'ajout de sulfates dans l'alimentation (ce problème métabolique peut revêtir une importance considérable chez les vaches laitières).</p>	<p>Les quantités de sulfures produits dans le rumen des ruminants ayant reçu une nourriture à forte teneur en soufre peuvent être considérables. Chez les animaux d'expérience, on a signalé des cas de décès dus à une synthèse excessive des sulfures dans la poche de gaz du rumen. Cependant, ce type d'effets indésirables directs liés à la toxicité du soufre n'est pas très répandu.</p> <p>Des niveaux élevés de S dans l'eau d'abreuvement constituent un facteur étiologique des nécroses des tissus cérébraux, souvent appelées polioencéphalomalacie (PEM).</p> <p>La PEM peut survenir dans les 3 à 6 semaines suivant l'exposition à une eau ou à de la nourriture ayant une teneur élevée en soufre.</p>	<p>Les effets chroniques d'une exposition à long terme à un excès de S dans l'alimentation correspondent à une catégorie bien particulière d'effets nutritionnels indésirables, liés aux caractéristiques uniques du métabolisme du soufre chez les ruminants. La carence en cuivre constitue le problème le plus important chez les bovins et les ovins consommant une eau à forte teneur en soufre.</p> <p>Si le niveau de cuivre dans les rations est faible, les animaux peuvent manifester des signes de carence en cuivre en quelques semaines. Le problème est d'autant plus important si la concentration de l'alimentation en molybdène est élevée.</p>

[†]On cite souvent la recommandation du CCME de 1 000 mg/l comme valeur maximale ne présentant pas de danger, mais si l'on ne prend pas en compte la charge de soufre totale contenue dans l'alimentation, la valeur de cette recommandation reste limitée.

Sulfate

9.16.3 Types d'eau ou conditions présentant des niveaux élevés

Les sulfates sont naturellement présents dans de nombreux minéraux et sont également utilisés dans le secteur de la fabrication. Les exploitations minières et les activités de fonderie, ainsi que les usines de pâtes et de papiers utilisent également des sulfates et de l'acide sulfurique, et elles déversent leurs déchets dans les eaux de surface.

Le problème des sulfates concerne généralement les eaux souterraines. Cependant, lors des périodes de sécheresse, le niveau d'eau de certains étangs-réservoirs peut chuter au-dessous de celui des eaux souterraines; une eau souterraine de très mauvaise qualité peut alors s'infiltrer et contaminer l'étang-réservoir. Lorsque ce phénomène a lieu, la qualité de l'eau peut se modifier considérablement en quelques semaines seulement, et une eau de bonne qualité peut alors devenir impropre à la consommation du bétail.

La contamination des plans d'eau de surface par le soufre a souvent lieu à proximité de sols présentant un excès de sel. Dans les zones extrêmement salines, les fourrages peuvent également être contaminés par les sels de sulfate propagés par le vent. Pendant les périodes de sécheresse, les plans d'eau de surface tels que les marécages, les étangs, les étangs-réservoirs, les barrages et les lacs ont tendance à accumuler du soufre et d'autres minéraux dissous. Des observations récentes tirées d'études de terrain (Klemmer, 2008, communication personnelle) ont révélé que même dans les zones du sud-est de la Saskatchewan où les chutes de pluie sont généralement abondantes durant l'été, la concentration en minéraux des étangs-réservoirs peut doubler entre le printemps et l'automne en raison de l'évaporation (Klemmer, 2008, expert en développement de l'élevage, ministère de l'Agriculture de la Saskatchewan, observations non publiées).

En Saskatchewan, environ 17 % des eaux souterraines ont une concentration de sulfates supérieure à la limite fixée dans les recommandations canadiennes pour le bétail, soit 1 000 mg/l (Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base). Le niveau de sulfates le plus élevé ayant été enregistré pour les eaux souterraines est 7 700 mg/l. Quant aux eaux de surface, les concentrations ont dépassé 9 000 mg/l.

Les tableaux ci-après indiquent les concentrations de sulfates dans les eaux souterraines et de surface de la Saskatchewan en zone rurale.

Tableau 9.16.4 Concentration de sulfates dans les eaux souterraines de la Saskatchewan

Sulfates (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<500	1774	61,3
500 à 1 000	633	21,9
1 000 à 2 000	399	13,8
2 000 à 3 000	63	2,2
>3000	24	0,8

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

Tableau 9.16.5 Concentration de sulfates dans les eaux de surface de la Saskatchewan

Sulfates (mg/l)	Nombre d'échantillons analysés	Pourcentage du total
<500	170	54,5
500 à 1 000	80	25,6
1 000 à 2 000	35	11,2
2 000 à 3 000	12	3,8
3 000 à 4 000	7	2,2
>5000	8	2,56

Source : Saskatchewan Watershed Authority Rural Water Quality Data Base

9.16.4 Considérations liées à la gestion

Lors de l'évaluation de l'exposition des ruminants au soufre, il est important de prendre en compte toutes les sources de soufre, notamment la nourriture, l'eau et l'environnement. Dans les cas légers, une fois identifié, le problème des troubles métaboliques secondaires chez les animaux d'élevage peut être résolu grâce à l'utilisation d'additifs nutritionnels et à un traitement clinique.

La meilleure solution de gestion serait de ne fournir que de l'eau de bonne qualité. C'est pourquoi si de l'eau saine est disponible, elle doit être utilisée. Si cela se justifie d'un point de vue économique, il faut préconiser la purification de l'eau destinée au bétail.

Cependant, si la purification de l'eau s'avère difficile, plusieurs stratégies peuvent être mises en place pour résoudre le problème. Il est possible de gérer assez facilement des niveaux faibles à modérés de S dans l'eau. Les procédures de gestion standard doivent tenir compte de la préservation des nutriments. Lors de l'évaluation du risque lié à la teneur de l'eau en composés de S, il faut prendre en considération les niveaux de S contenus dans l'alimentation globale, ainsi que les composés de S réduits issus de l'environnement. Dans l'idéal, le niveau total de S contenu dans l'alimentation (nourriture et eau) doit représenter moins de 0,3 % de la base de matière sèche.

Sulfate

Les mesures préventives à prendre en considération doivent notamment consister à équilibrer la ration afin de limiter une ingestion excessive de S, et à ajouter des nutriments pour contrebalancer la perte entraînée par la présence de S. Dans les zones à problèmes, on peut tenter de diminuer les taux de S dans l'alimentation en mélangeant les aliments à teneur élevée en S avec de la nourriture et des suppléments minéraux présentant une faible concentration de S. L'ajout de cuivre et de thiamine dans l'alimentation en quantités supérieures aux besoins alimentaires habituels permet de diminuer le risque d'effets indésirables liés à la présence de soufre.

9.16.5 Technologies de traitement

Les technologies de traitement existantes sont les suivantes :

- les méthodes biologiques d'élimination des sulfates (actuellement en cours d'évaluation par l'ARAP);
- la nanofiltration ou les membranes d'osmose inverse;
- l'échange d'ions.

Pour plus d'information sur les systèmes spécifiques de traitement, consultez la partie sur le traitement de l'eau.

10. RÉFÉRENCES

Agriculture and Agri-Food Canada – Prairie Farm Rehabilitation Administration (AAFC-PFRA). 2002. *Algae, Cyanobacteria and Water Quality*. Available from the AAFC-PFRA Water Quality Division.

Agriculture and Agri-Food Canada – Prairie Farm Rehabilitation Administration (AAFC-PFRA). 2002. *Copper Treatments for Dugouts*. Available from the AAFC-PFRA Water Quality Division.

Alfaro, E., Neathery, M.W., Miller, W.J., Crowe, C.T., Gentry, R.P., Fielding, A.S., Pugh, D.G. and Blackmon, D.M. 1988. Influence of a wide range of calcium intake on tissue distribution of macroelements and microelements in dairy calves. *J. Dairy Sci.* 71:1295-1300.

Allison, I. S. 1930. The problem of saline drinking waters. *Science* 7 1:559.

Ammerman, C. B., Chicco, C. F., Loggins, P. E. and Arrington, L. R. 1972. Availability of different salts of magnesium to sheep. *J. Anim. Sci.* 34:122.

Ammerman, C.B., Arrington, L.R., Jayaswal, M.C., Shirley, R.L and Davis, G.K. 1963. Effects of dietary calcium and phosphorus on nutrient digestibility of steers. *J. Anim. Sci.* 22: 248-252.

Andrews, B. F., Campbell, D. R. and Thomas, P. 1965. Effects of hypertonic magnesium-sulphate enemas on newborn and young lambs. *Lancet* 2:64.

Annett, C. S., D'Itri, F. M., Ford, J. R. and Prince, H. H. 1975. Mercury in fish and water fowl from Lake Ball, Ontario. *J. Environ. Qual.* 4:219.

ANZECC, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. (2000).

Archibald, J. G. 1951. Molybdenum in cows' milk. *J. Dairy Sci.* 34: 1026.

Armstrong, G.L., Hollingsworth, J. and Morris, J.G. 1996. Emerging foodborne pathogens: *Escherichia coli* O157:H7 as a model of entry of a new pathogen into the food supply of the developed world. *Epidemiol. Rev.* 18: 29-51.

Arsenic. In: *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document Prepared by the Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment Health Canada, Ottawa, Ontario. May, 2006.*

Arthur, D. I., Motzok, I. and Branion, H. D. 1958. Interaction of dietary copper and molybdenum in rations fed to poultry. *Poultry Sci.* 37:1181.

Références

- Atteh, J. O. and Leeson, S. 1983. Influence of increasing the calcium and magnesium content of the drinking water on performance and bone and plasma minerals of broiler chickens. *PoultrySci.* 62:869-874.
- Bahman, A. M., Rooke, J.A. and Topps, J.H. 1993. The performance of dairy cows offered drinking water of low or high salinity in a hot arid climate. *Anim. Prod.* 57:23-28.
- Balnave, D. and Scott, T. 1986. The influence of minerals in drinking water on egg shell quality. *Nut. Rep. Int.* 34: 29–34.
- Balnave, D. and Yoselewitz, I. 1987. The relation between sodium chloride concentration in drinking water and eggshell damage. *Br. J. Nutr.* 58:503–509.
- Balnave, D. and Yoselewitz, I. 1989. The influence of saline drinking water on the activity of carbonic anhydrase in the shell gland of laying hens. *Aust. J. Agric. Res.* 40: 1111–1115.
- Balnave, D., Yoselewitz, I. and Dixon, R.J. 1989. Physiological changes associated with the production of defective eggshell by hens receiving sodium chloride in the drinking water. *Br. J. Nutr.* 61: 35–43.
- Balnave, D. Zhang, D. and Moreng, R.E. 1991. Use of ascorbic acid to prevent the decline in eggshell quality observed with saline drinking water. *Poultry Sci.* 70: 848–852.
- Balnave, D., 1993. Influence of saline drinking water on eggshell quality and formation. *World's Poultry Sci. J.* 49: 109-111.
- Balnave, D. and Muheereza, S.K. 1997. Improving eggshell quality at high temperatures with dietary sodium bicarbonate. *Poultry Sci.* 76:588–593.
- Beke, G.J. and Hironaka, R. 1991. Toxicity to beef cattle of sulfur in saline well water: a case study. *Sci. Total. Environ.* 101: 281-290.
- Bell, M. D., Diggs, G. B., Lowrey, R. S. and Wright. P. L., 1964. Comparison of Mo metabolism in swine and cattle as affected by stable molybdate. *J. Nutr.* 84:367.
- Bingley, J. R. 1974. Effects of high doses of molybdenum and sulphate on the distribution of copper in plasma and in blood of sheep. *Aust. J. Agric. Res.* 25: 467.
- Biswas, S., Talukder, G. and Sharma, A. 1999. Prevention of cytotoxic effects of arsenic by short term dietary supplementation with selenium in mice. *Mutat. Res.* 441: 155-160.
- Blosser, T.H. and B.K. Soni. 1957. Comparative influence of hard and soft water on milk production of dairy cows. *J. Dairy Sci.* 40:1519.

- Boila, R.J., Devlin, T.J. and Wittenberg, K.M. 1987. Geographical variation of the total sulfur content of forages grown in Northwestern Manitoba. *Can. J. Anim. Sci.* 67: 869-872.
- Bowen, J. M., Blackman, D. M. and Heavener, J. E. 1970. Effect of magnesium ions on neuromuscular transmission in the horse, steer and dog. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 157: 164.
- Boyne, R. and Arthur, J.R. 1986. Effects of molybdenum or iron induced copper deficiency on the viability and function of neutrophils from cattle. *Res Vet Sci.* 41: 417-419.
- Brackpool, C. E., Roberts, J.R. and Balnave, D. 1996. Blood electrolyte status over the daily laying cycle and the effect of saline drinking water on the availability of calcium in the blood for egg-shell formation in the laying hen. *J. Anim. Physiol. Anim. Nutr.* 75:214-225.
- Bremner, I., Humphries, W. R., Phillippo, M., Walker, M. J. and Morrice, P. C. 1987. Iron-induced copper deficiency in calves: Dose response relationships and interactions with molybdenum and sulfur. *Anim. Prod.* 45: 403-414.
- Britton, J. W. and Goss, H. 1946. Chronic molybdenum poisoning in cattle. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 108:176.
- Bruce-Grey-Owen Sound Health Unit. 2000. Waterborne outbreak of gastroenteritis associated with a contaminated municipal water supply, Walkerton, Ontario, May-June 2000. *Canada Communicable Disease Report* 26: 170-173.
- Bruning-Fann, C.S. and Kaneene, J.B. 1993. The effects of nitrate, nitrite, and N-nitroso compounds on animal health. *Vet. Hum. Toxicol.* 35: 237-253.
- Buck, W. B., Osweiler, G. D. and Van Gelder, U. A. 1973. *Clinical and Diagnostic Veterinary Toxicology*. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa.
- Buck, W.B., Osweiler, G.D. and Van Gelder, G.A. 1982. Nitrate toxicity. *In* *Clinical and diagnostic veterinary toxicology*, 1982. Kendall/Hunt Publishing Company.
- Byron, W.R., Bierbower, G.W., Brouwer, J.B. and Hansen, W.H. 1967. Pathologic changes in rats and dogs from two-year feeding of sodium arsenite or sodium arsenate. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 10:132-147.
- Campbell, A. G., Coup, M. R., Bishop, W. H. and Wright, D. E. 1974. Effect of elevated iron intake on the copper status of grazing cattle. *N. Z. J. Agric. Res.* 17: 393-399.

Références

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). Update 2005. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Agricultural Water Uses. <http://cegg-rcqe.ccme.ca/download/en/132/>

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 1999. Protocols for Deriving Water Quality Guidelines for the Protection of Agricultural Water Uses (Irrigation and Livestock Water) <http://cegg-rcqe.ccme.ca/download/en/131/>

Canadian Council of Resource and Environment Ministers (CCREM). 1987. Canadian Water Quality Guidelines. Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa.

Care, A. D. 1960. The effect on cattle of high level magnesium supplementation of their diet. *Vet. Rec.* 72:517.

Casarett And Doull's Essentials Of Toxicology / editors, Curtis D. Klaassen And John B. Watkins III. New York : McGraw-Hill/Medical Pub. Div., c2003.

Challis, D. J., Zeinstra, M. S. and Anderson, M. J. 1987. Some effects of water quality on the performance of high yielding dairy cows in an arid climate. *Vet. Rec.* 120:12-15.

Chambers, P. A., Allard, M., Walker, S. L., Marsalek, J., Lawrence, J., Servos, M., Busnarda, J., Munger, K. S., Adare, K., Jefferson, C., Kent, R. A., and Wong, M. P. 1997. Impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters: A review. *Water Qual. Res. J. Can.* 32: 659–713.

Chandra, S.V. and Shukla, G.S. 1976. Role of iron deficiency in inducing susceptibility to manganese toxicity. *Arch. Toxicol.* 35: 319-323.

Chapman, L. and Chan, H.M. 2000. The influence of nutrition on methyl mercury intoxication . *Environ. Health Perspect.* 108 (suppl 1):29-56.

Chase, C. R., Beede, D. K., Van Horn, H. H., Shearer, J. K., Wilcox, C. J. and Donovan, G. A. 2000. Responses of lactating dairy cows to copper source, supplementation rate, and dietary antagonist (iron). *J. Dairy Sci.* 83: 1845-1852.

Cheeke, P.R. 1998. *Natural Toxicants in Feeds Forages & Poisonous Plants* 2nd ED, Interstate Publishers Inc.

Chen, J. and Balnave, D. 2001. The Influence of Drinking Water Containing Sodium Chloride on Performance and Eggshell Quality of a Modern, Colored Layer Strain *Poultry Sci.* 80: 91–94.

- Chicco, C. F., Ammerman, C. B., Feaster, J. P. and Dunavant, B. G. 1973. Nutritional interrelationships of dietary calcium, phosphorus and magnesium in sheep. *J. Anim. Sci.* 36:986.
- Chicco, C. F., Ammerman, C. B., Hillis, W. G. and Arrington, L. R. 1972. Utilization of dietary magnesium by sheep. *Am. J. Physiol.* 222:1469.
- Chicco, C. F., Ammerman, C. B., van Wallegghem, P. A., Waldroup, P. W. and Harms, R. H. 1967. Effects of varying dietary ratios of magnesium, calcium and phosphorus in growing chicks. *Poultry Sci.* 46:368.
- Chorus, I.E. 2001. *Cyanotoxins, Occurrence, Causes, Consequences*, Springer, Berlin.
- Clark, J.H., Legge, A.W., Davis, C.L. and McCoy, G.C. 1989. Effect of calcium carbonate on ruminal fermentation, nutrient digestibility, and cow performance. *J. Dairy Sci.* 72: 493-500.
- Clarke, E. G. D. and Clarke. M. L. 1975. *Veterinary Toxicology*. Williams & Wilkins, Baltimore, Md.
- Clinical Veterinary Toxicology*. 2004. Konnie H. Plumlee, Ed. St. Louis, Mo. : Mosby, c2004.
- Coia, J.E. 1998. Clinical, microbiological and epidemiological aspects of *Escherichia coli* O157 infection. *FEMS Immun. Med. Mic.* 20: 1-9.
- Combs, G.E., Berry, T.H., Wallace, H.D. and Crum, R.C. 1966. Levels and sources of vitamin D for pigs fed diets containing varying quantities of calcium. *J. Anim. Sci.* 25: 827-830.
- Cook, G. A., Lesperance, A.L., Bohman, V. R. and Jensen, E.H. 1966. Interrelationship of molybdenum and certain factors to the development of the molybdenum toxicity syndrome. *J. Anim. Sci.* 25:96.
- CowBytes Ration Balancing Software (Incorporates NRC Beef 2000 Model), Alberta Agriculture Food and Rural Development.
- Cragle, R. G. 1973. Dynamics of mineral elements in the digestive tract of ruminants. *Fed. Proc.* 32: 1910.
- Crawford, R.F., Kennedy, W.K. and Davison, K.L. 1966. Factors influencing the toxicity of forages that contain nitrate when fed to cattle. *Cornell-Vet.* 56: 3-17.

Références

- Cristaldi, L.A., McDowell, L.R., Buergelt, C.D., Davis, P.A., Wilkinson, N.S. and Martin. F.G. 2005. Tolerance of inorganic selenium in wether sheep. *Small Ruminant Res.* 56: 205-213.
- Cummings, B.A., Caldwell, D.R., Gould, D.H et al : 1995. Identity and interactions of rumen microbes associated with dietary sulfate-induced polioencephalomalacia in cattle. *Am. J. Vet. Res.* 56: 1384-1389,
- Cunningham, H.M., Brown, J.M. and Edie, A. E. 1953. Molybdenum poisoning of cattle in the Swan River Valley of Manitoba. *Can. J. Agric. Sci.* 33:254.
- Damron, B. L. 1998. Sodium chloride concentration in drinking water and eggshell quality. *Poultry Sci.* 77:1488–1491.
- Damron, B. L. and Kelly, L.S. 1987. Short-term exposure of laying hens to high dietary sodium chloride levels. *Poultry Sci.* 66: 825–828.
- Damron, B.L. Fact Sheet AN 125. Animal Sciences Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. First published February 2002.
- David, G., Renter, D.G. and Sargeant, J.M 2002. Enterohemorrhagic *Escherichia coli* O157: epidemiology and ecology in bovine production environments. *Anim. Health Res. Rev.* 3: 83-94.
- Davies, R. E., Reid, B. L. Kurnick, A. A. and Couch. J.R. 1960. The effect of sulphate on molybdenum toxicity in the chick. *J. Nutr.* 70:193.
- Davis, P. A., McDowell, L.R., Wilkinson, N.S., Buergelt, C.D., Van Alstyne, R., Weldon, R.N. and Marshall, T.T. 2006. Tolerance of inorganic selenium in rangetype ewes during gestation and lactation. *J. Anim. Sci.* 84: 660-668.
- Dick, A. T. 1953a. The effect of inorganic, sulphate on the excretion of molybdenum in sheep. *Aust. Vet. J.* 29:18.
- Dick, A. T. 1953b. The control of copper storage in the liver of sheep by inorganic sulphate and molybdenum. *Aust. Vet. J.* 29:233.
- Digesti, R.D. and Weeth, H.J. 1976. A defensible maximum for inorganic sulphate in drinking water of cattle. *J. Anim. Sci.* 42:1498-1502.
- Dowe, T.W., Matsushima, J. and Arthoud, V.H. 1957. The effects of adequate and excessive calcium when fed with adequate phosphorus in growing ration for beef calves. *J. Anim. Sci.* 16: 811-818.

- Downing, J.A., Watson, S.B., McCauley, E. 2001. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58:1905–1908.
- Elbetieha, A., Bataineh, H., Darmani, H. and Al-Hamood, M.H. 2001. Effects of long-term exposure to manganese chloride on fertility of male and female mice. *Toxicol. Lett.* 119:193-201.
- Emerick R.J. 1974. Consequences of high nitrate levels in feed and water supplies. *Fed. Proc.* 33:1183-1187. Review.
- Emeric, R.J. 1988. Nitrate Toxicity. In *The Ruminant Animal: Digestive Physiology and Nutrition*. Editor; D.C. Church. pp. 480-483.
- Environment Canada. Detailed surface water quality data, Northwest Territories 1980–1981, Alberta 1980–1981, Saskatchewan 1980–1981, Manitoba 1980–1981. Inland Waters Directorate (1984).
- Faith, N.G., Shere, J.A., Brosch, R., Arnold, K.W., Ansay, S.E., Lee, M.S., Luchansky, J.B. and Kaspar, C.W. 1996. Prevalence and clonal nature of *Escherichia coli* O157:H7 on dairy farms in Wisconsin. *Appl. Environ. Microb.* 62:1519-1525.
- Fan, A.M., Willhite, C.C. and Book, S.A. 1987. Evaluation of the nitrate drinking water standard with reference to infant methemoglobinemia and potential reproductive toxicity. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 1987 7:135-48. Review.
- Fan, A.M. and Steinberg, V.E. 1996. Health implications of nitrate and nitrite in drinking water: an update on methemoglobinemia occurrence and reproductive and developmental toxicity. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 23: 35-43.
- Feinglass, E.J. 1973. Arsenic intoxication from well water in the United States. *N. Engl. J. Med.*, 288: 828.
- Ferguson, W. S., Lewis, A. H. and Watson, S. J. 1938. Action of molybdenum in nutrition of milking cattle. *Nature (London)* 141:553.
- Fergusson, J.E. 1990. *The heavy elements: Chemistry, environmental impact and health effects*. Pergamon Press, Sydney.
- Flanagan, P.R., Haist, J. and Valberg, L.S. 1980. Comparative effects of iron deficiency induced by bleeding and a low-iron diet on the intestinal absorptive interactions of iron, cobalt, manganese, zinc, lead and cadmium. *J. Nutr.* 110:1754-1763.
- Fontenot, J. P., M. B. Wise, and K. E. Webb, Jr. 1973. Interrelationships of potassium, nitrogen and magnesium in ruminants. *Fed. Proc.* 32:1925.

Références

Frape, D. 2004. Equine Nutrition and Feeding. Third Edition, Blackwell Publishing. pp. 108-115.

Fraser, D., J. F. Patience, P. A. Phillips, and J. M. McLeese. 1993. Water for piglets and lactating sows: Quantity, quality and quandaries. In *Recent Developments in Pig Nutrition*, 2, Cole, D. J., W. Haresign, and P. C. Garnsworthy, Eds., Nottingham University Press, Loughborough, U.K., 200-224.

Frens, A.M. 1946. Salt drinking water for cows. (as cited by Challis et al. 1987).

Fungauf, R., Vogt, H. and Penner, W. 1961. Studies on calcium tolerance in chickens. Arch. Geflugelk. 25: 82-89.

Gailer, J., George, G.N., Pickering, I.J., Prince, R.C., Younis, H.S. and Winzerling, J.J. 2002. Biliary excretion of [(GS)(2)AsSe](-) after intravenous injection of rabbits with arsenite and selenate. Chem. Res. Toxicol. 15:1466-1471.

Gainesville, FL. Maurice, D. V., 1989. Salinity of drinking water and performance of chickens. Pages 140–144 in: Proceedings of the Georgia Nutrition Conference, University of Georgia, Athens, GA.

Galvin, R.M. 1996. Occurrence of metals in waters: An overview. *Water SA* 22, 7–18.

Ganther, H. E. and Mertz, W. In: Trace Element Metabolism in Animals-2. University Park Press, Baltimore, Md.

Gardner, A.W. and Hall-Patch. P.K. 1962. An outbreak of industrial molybdenosis. Vet. Rec. 74:113.

Gawthorne, J. M. and Nader. C. J. 1976. The effect of molybdenum on the conversion of sulphate to sulphide and microbial-protein-sulphur in the rumen of sheep. Br. J. Nutr. 35:11.

Gengelbach, G.P. and Spears, J.W. 1998. Effects of dietary copper and molybdenum on copper status, cytokine production, and humoral immune response of calves. J. Dairy Sci. 81: 3286-3292.

Gentry, R. P., Miller, W. J., Pugh, D. G., Neathery, M. W. and Bynoum, J. B. 1978. Effects of feeding high magnesium to young dairy calves. J. Dairy Sci. 61:1750.

Gerken, H. J., Jr., and Fontenot, J. P. 1967. Availability and utilization of magnesium from dolomitic limestone and magnesium oxide in steers. J. Anim. Sci. 32:789.

Gipp, W.F., Pond, W.G and Smith, S.E. 1967. Effects of level of dietary copper, molybdenum, sulfate and zinc on body weight gain, hemoglobin, and liver storage of growing pigs. J. Anim. Sci. 26:727.

- Gitelman, H. J., Kukolj, S. and Welt, L. G. 1968. Inhibition of parathyroid gland activity by hypermagnesemia. *Am. J. Physiol.* 215:483.
- Gochfeld, M. 2003. Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. *Ecotox. Environ. Safe.* 56: 174–179
- Goetsch, A.L. and Owens, F.N. 1987. Effect of supplement sulfate (Dynamate) and thiamine-HCl on passage of thiamine to the duodenum and site of digestion in steers. *Arch. Anim. Nutr. (Berlin)* 37: 1075-1083.
- Golfman, .LS. and Boila, R.J. 1990. Effect of molybdenum and sulfur on minerals in the digestive tract of steers. *Can. J. Anin. Sci.* 70: 905:920.
- Goodrich, R.D. and Tillman, A.D. 1966. Effects of sulfur and nitrogen sources and copper levels on the metabolism of certain minerals by sheep. *J. Anim. Sci.* 25:484-491.
- Goodrich, R.D. and Tillman. A. D. 1966. Cooper, sulphate and molybdenum interrelationships in sheep. *J. Nutr.* 90:76.
- Gould, G. J. and Smith. B. 1975. The effects of copper supplementation on stock health and production. The effect of parenteral copper on the milk yield characteristics of a dairy herd with hypocuprosis. *N.Z. Vet. J.* 23:233.
- Gooneratne, S. R., Symonds, H.W. Bailey, J. V. and Christensen, D. A. 1994. Effects of dietary copper, molybdenum and sulfur on biliary copper and zinc excretion in Simmental and Angus cattle. *Can. J. Anim. Sci.* 74:315-325.
- Gooneratne, S.R., Buckley, W.T. and Christensen, D.A. 1989. Review of copper deficiency and metabolism in ruminants. *Can. J. Anim. Sci.* 69: 819-845.
- Gould, D.H., Cummings, B.A. and Hamar, D.W. 1997. In vivo indicators of pathologic ruminal sulfide production in steers with diet-induced polioencephalomalacia. *J. Vet. Diagn. Invest.* 9: 72-76.
- Gould, D.H., Dargatz, D.A., Garry, F.B., Hamar, D.W. and Ross, P.F. 2002. Potentially hazardous sulfur conditions on beef cattle ranches in the United States. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 221: 673-677.
- Gould, D.H., McAllister, M.M., Savage, J.C. and Hamar, D.W. 1991. High sulfide concentration in rumen fluid associated with nutritionally induced polioencephalomalacia in calves. *Am. J. Vet. Res.* 52: 1164-1169.
- Gould, D.H. 1998. Polioencephalomalacia. *J Anim Sci.* 76:309-314. Review.

Références

- Goyer, R.A. 1997. Toxic and essential metal interactions. *Annu. Rev. Nutr.* 17:37-50. Review.
- Grace, N. D., Ulyatt, M. J. and Macrae, J. C. 1974. Quantitative digestion of fresh herbage by sheep. III. The movement of Mg, Ca, P, K and Na in the digestive tract. *J. Agric. Sci.* 82:321.
- Grace, N.D., Wilson, P.R. and Quinn, A.K. 2005. Impact of molybdenum on the copper status of red deer (*Cervus elaphus*). *N Z Vet J.* 53:137-141.
- Graf, G.C. and C.W. Holdaway. 1952. A comparison of “hard” and commercially softened water in the ration of lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 35: 998.
- Gray, L.E. and Laskey, J.W. 1980. Multivariate analysis of the effects of manganese on the reproductive physiology and behaviour of the male house mouse. *J. Toxicol. Environ. Health*, 6: 861
- Grout, A. S. Veira, D. M., Weary, D. M., von Keyserlingk, M. A. G. and Fraser D. 2006. Differential effects of sodium and magnesium sulfate on water consumption by beef cattle. *J. Anim. Sci.* 84:1252–1258.
- Guallar, E, Sanz-Gallardo, M.I, et al., 2002. Heavy Metals and Myocardial Infarction Study Group. Mercury, fish oils, and the risk of myocardial infarction. *N. Engl. J. Med.* 347:1747–1754
- Hallen, I.P. and Oskarsson, A. 1995. Bioavailability of lead from various milk diets studied in suckling rats. *Biometals.* 8:231-236.
- Hammond, P.B. and Aronson, A.L 1964. Lead poisoning in cattle and horses in the vicinity of a smelter. *Ann. NY Acad. Sci.* 111: 595–611.
- Hancock, D.D., Besser, T.E., Kinsel, M.L., Tarr, P.I., Rice, D.H. and Paros, M.G. 1994. The prevalence of *Escherichia coli* O157.H7 in dairy and beef cattle in Washington State. *Epidemiol. Infect.* 113: 199-207.
- Hancock, D.D., Besser, T.E., Lejeune, J., Davis, M. and Rice, D.H. 2001. The control of VTEC in the animal reservoir. *Int. J. Food. Microbiol.* 66: 71-78.
- Hancock, D.D., Besser, T.E., Rice, D.H., Ebel, E.D., Herriott, D.E. and Carpenter, L.V. 1998. Multiple sources of *Escherichia coli* O157 in feedlots and dairy farms in the northwestern USA. *Prev. Vet. Med.* 35:11-19.
- Hancock, D.D., Besser, T.E., Rice, D.H., Herriott, D.E. and Tarr, P.I. 1997a. A longitudinal study of *Escherichia coli* O157 in fourteen cattle herds. *Epidemiol. Infect.* 118: 193-195.

- Hancock, D.D., Rice, D.H., Thomas, L.A., Dargatz, D.A. and Besser, T.E. 1997b. Hardt, P.F., Ocumpaugh, W.R. and Greene, L.W. 1991. Forage mineral concentration, animal performance, and mineral status of heifers grazing cereal pastures fertilized with sulfur. *J. Anim. Sci.* 69: 2310-2320.
- Harper, G.S., King, T.J., Hill, B.D., Harper, C.M.L. and Hunter, R.A. 1997. Effect of coal mine pit water on the productivity of cattle. II. Effect of increasing concentrations of pit water on feed intake and health. *Aust. J. Agric. Res.* 48: 155-164
- Haydock D. 2003. Sulfur-induced polioencephalomalacia in a herd of rotationally grazed beef cattle. *Can. Vet. J.* 44:828-829.
- Health Canada. 1995. A national survey of chlorinated disinfection by-products in Canadian drinking water. Report 95-EHD-197. Ottawa, ON.
- Heller, V.G. 1933. The effect of saline and alkaline waters on domestic animals. Oklahoma Agricultural Experimental Station Bulletin I 217. (as cited by Challis et al. 1987).
- Hemphill, F.E., Kaeberle, M.L. and Buck, W.B. 1971. Lead suppression of mouse resistance to *Salmonella typhimurium*. *Science* 172: 1031–1032.
- Herigstad, R. R., Whitehair, C. K., Beyer, N. Mickelsen, O. and Zabik. M. J. 1972. Chronic methylmercury toxicosis in calves. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 160:173.
- Hindmarsh, J.T. and McCurdy, R.F. 1986. Clinical and environmental aspects of arsenic toxicity. *CRC Crit. Rev. Clin. Lab. Sci.*, 23: 315.
- Hintz, H.F. and Hogue, D.E. 1964. Effect of selenium, sulfur and sulfur amino acids on nutritional muscular dystrophy in the lamb. *J. Nutr.* 82:495-498.
- Horner, R.F. 1982. Suspected ammonium nitrate fertiliser poisoning in cattle. *Vet. Rec.* 110: 472-474.
- http://www.inspection.gc.ca/english/fssa/microchem/resid/2002_2003/anima_mvdome.shtml
- Huber, J.T., Price, N.O., and Engel, R.W. 1971. Response of lactating dairy cows to high levels of dietary molybdenum. *J. Anim. Sci.* 32:364.
- Humphries, W. R., Phillippo, M., Young, B. W. and Bremner. I. 1983. The influence of dietary iron and molybdenum on copper metabolism in calves. *Br. J. Nutr.* 49:77-86.

Références

Hutton, M. and Symon, C. 1986. The quantities of cadmium, lead, mercury and arsenic entering the U.K. environment from human activities. *Sci. Total Environ.* 57:129.

International Program on Chemical safety of the United Nations (IPCS). 2002. Fluorides, Environmental Health Criteria 227. Geneva. World Health Organization.

International Program on Chemical Safety of the United Nations (IPCS). 1995. Inorganic lead, Environmental Health Criteria 195. Geneva. World Health Organization.

Ivan, M. and Grieve, C. M. 1976. Effects of zinc, copper and manganese supplementation of high-concentrate ration on gastrointestinal absorption of copper and manganese in Holstein calves. *J. Dairy Sci.* 59:1764.

James, L.F., Lazar, V.A. and Binns, W. 1966. Effects of sublethal doses of certain minerals on pregnant ewes and foetal development. *Am. J. Vet. Res.* 27: 132–135.

Jaster, F. H., Schuh, D. and Weguer, T.N. 1978. Physiological effects of saline drinking water on high producing dairy cows. *J. Dairy Sci.* 61:66-71.

Kandyliis, K. 1984. Toxicology of sulfur in ruminants: review. *J. Dairy Sci.* 67:2179-2187.

Kattnig, R.M., Pordomingo, A.J., Schneberger, A.G., Duff, G.C. and Wallace, J.D. 1992. Influence of saline water on intake, digesta kinetics, and serum profiles of steers. *J. Range Manage.* 45: 514-518.

Kerk, P. V. D. 1973. Metabolic disorders in sheep and cattle caused by magnesium oxide in the concentrate feed. *Tijdschr. Diergeneesk.* 98:1166 (via *Nutr. Abstr. Rev.* 44:799).

Khan, M.Z., Szarek, J., Konicki, A. and Krasnodempaska-Depta, A. 1993. Oral administration of monensin and lead in broiler chick: effects on some hematological and biochemical parameters of broiler chickens. *Acta Vet. Hung.* 42:111-120.

Khan, M.Z., Szarek, J., Krasnodempaska-Depta, A. and Konicki, A. 1993. Effects of concurrent administration of lead and selenium on some hematological and biochemical parameters of broiler chickens. *Acta Vet. Hung.* 41:123-137.

Kincaid, R.L. 1980. Toxicity of ammonium molybdate added to drinking water of calves. *J. Dairy Sci.* 63:608-610.

Kincaid, R.L. and White, C.L. 1988. The effects of ammonium tetrathiomolybdate intake on tissue copper and molybdenum in pregnant ewes and lambs. *J. Anim. Sci.* 66:3252-3258.

- Kline, R. D., Corzo, M. A., Hays, V.W. and Cromwell. G.L. 1973. Related effects of copper, molybdenum and sulfide on performance, hematology, and copper stores of growing pigs. *J. Anim. Sci.* 37:936.
- Kling, L.J., Soares, J.H. and Haltman, W.A. 1987. Effects of vitamin E and systemic antioxidants on the survival of mercury poisoned Japanese quail. *Poultry Sci.* 66: 325-331.
- Koong, L..J., Wise, M. B. and Barrick, E. R. 1970. Effect of elevated dietary levels of iron on the performance and blood constituents of calves. *J. Anim. Sci.* 31:422.
- Kratzer, F. H. 1952. Effect of dietary molybdenum upon chicks and poults. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 80:483.
- Krider, J. L., Albright, J. L., Plumfee, M. P., Conrad, J. H., Sinclair, C. L., Underwood, L., Jones, R. G. and Harrington, R. B. 1975. Magnesium supplementation, space and docking effects on swine performance and behavior. *J. Anim. Sci.* 40:1027.
- Kul, O., Karahan, S., Basalan, M. and Kabakci, N. 2006. Polioencephalomalacia in cattle: a consequence of prolonged feeding barley malt sprouts. *J. Vet. Med. A.* 53: 123-128.
- Larvor, P. 1976. Kinetics in ewes fed normal or tetany prone grass. *Cornell Vet.* 66:413
- Lejeune, J., Besser, T.E. and Hancock, D.D. 2001. Cattle water troughs as reservoirs of *Escherichia coli* O157. *Appl. Environ. Microb.* 67: 3053-3057.
- Lepore, P. D. and Miller. R. F. 1965. Embryonic viability as influenced by excess molybdenum in chicken breeder diets. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 118:155.
- Lesperance, A.L. and Bohman. V. R. 1961. Criteria for measuring molybdenum toxicity. *J. Anim. Sci.* 20:940.
- Lesperance, A.L. and Bohman. V.R. 1963. Effect of inorganic molybdenum and type of roughage on the bovine. *J. Anim. Sci.* 22:686.
- Lewis, D. 1954. The reduction of sulfate in the rumen of sheep. *Biochem. J.* 56: 391-399.
- Lewis, L.D. 1995. *Feeding and Care of The Horse*. Second Edition, A Lea & Febiger Book, Williams & Wilkins, Weverly Company.
- Linder RE, Klinefelter GR, Strader LF, Suarez JD, Roberts NL. 1997. Spermatotoxicity of dichloroacetic acid. *Reprod. Toxicol.* 11:681-688.

Références

- Loneragan, G.H., Gould, D.H., Callan, R.J., Sigurdson, C.J. and Hamar, D.W. 1998. Association of excess sulfur intake and an increase in hydrogen sulfide concentrations in the ruminal gas cap of recently weaned beef calves with polioencephalomalacia. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 213: 1599-1604.
- Loneragan, G.H., Wagner, J.J., Gould, D.H. Garry, F.B. and Thorens., M. A. 2001. Effects of water sulfate concentration on performance, water intake and carcass characteristics of feedlot steers. *J. Anim. Sci.* 79:2941.
- Looper, M.L. and Waldner. D.N. 2002. *Water for Dairy Cattle. Guide D-107.* New Mexico State University Cooperative Extension Service.
- Lopez Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo,6 C., Hernandez, J. and Shore, R.F. 2000. Toxic and trace elements in liver, kidney and meat from cattle slaughtered in Galicia (NW Spain). *Food Addit. Contam.* 17: 447-457.
- Lopez Alonso, M., Benedito, J.L., Miranda, M., Castillo, C., Hernandez, J. and Shore, R.F. 2002. Contribution of cattle products to dietary intake of trace and toxic elements in Galicia, Spain. *Food Addit. Contam.* 19: 533-541.
- Maenz, D.D., Patience, J.P. and Wolynetz, M.S. 1994. The Influence of the Mineral Level in Drinking Water and the Thermal Environment on the Performance and Intestinal Fluid Flux of Newly-Weaned Pigs. *J. Anim. Sci.* 72: 300-308.
- Manassaram, D.M., Backer, L.C. and Moll, D.M. 2006. A review of nitrates in drinking water: maternal exposure and adverse reproductive and developmental outcomes. *Environ. Health Perspect.* 114: 320-327.
- Manitoba Agriculture, Food and Rural Initiatives (MAFRI). 2004. *Evaluating Water Quality for Livestock.*
- Manitoba Environment. 1998. *Manitoba rural water quality. Toxic blue-green algae.* Publication 2. www.cwra.org/branches/arts/manitoba/pub2page1.html.
- Martin, R.G. McMeniman, N.P. & Dowsett. K.F. 1992. Milk and water intakes of foals suckling grazing mares *Equine Vet. J.* 24, 295-299.
- Massry, S. G., Coburn, J. W. and Kleeman, C. R. 1970. Evidence for suppression of parathyroid gland activity by hypermagnesemia. *J. Clin. Invest.* 49:1619.
- Maurice, D. V., 1989. Salinity of drinking water and performance of chickens. Pages 140–144 *in: Proceedings of the Georgia Nutrition Conference, University of Georgia, Athens, GA.*
- Méranger, J.C., Subramanian, K.S. and McCurdy, R.F. 1984. Arsenic in Nova Scotian groundwater. *Sci. Total Environ.* 39: 49.

- McDowell, L.R. 2003. Minerals in Animal and Human Nutrition. 2nd ed. Elsevier Science, Amsterdam.
- McDowell, L.R. 1997. Minerals for Grazing Ruminants in Tropical Regions. IFAS, University of Florida, Cooperative Extension Service Third Edition, Gainesville, FL.
- McKenzie, R.A., Rayner, A.C., Thompson, G.K., Pidgeon, G.F. and Burren, B.R. 2004. Nitrate-nitrite toxicity in cattle and sheep grazing *Dactyloctenium radulans* (button grass) in stockyards. *Aust. Vet. J.* 82: 630-634.
- McKenzie, R.A., Carmichael, A.M., Schibrowski, M.L., Duigan, S.A., Gibson, J.A. and Taylor, J.D. 2009. Sulfur-associated polioencephalomalacia in cattle grazing plants in the Family Brassicaceae. *Aust. Vet. J.* 87: 27-32.
- McLeese, J. M., Patience, J. F., Wolynetz, M. S. and Christinson, G. I. 1991. Evaluation of the quality of ground water supplies used in Saskatchewan swine farms. *Can. J. Anim. Sci.* 71: 191-206.
- McLeese, J.M., Tremblay, M.L., Patience, J.F. and Christison, G.I. 1992. Water intake patterns in the weanling pig: effect of water quality, antibiotics and probiotics. *Animal Production.* 54: 135–142.
- Méranger, J.C., Subramanian, K.S. and Chalifoux, C. 1979. A national survey for cadmium, chromium, copper, lead, zinc, calcium, and magnesium in Canadian drinking water supplies. *Environ. Sci. Technol.*, 13: 707.
- Méranger, J.C., Subramanian, K.S. and Chalifoux, C. 1981. Survey for cadmium, cobalt, chromium, copper, nickel, lead, zinc, calcium, and magnesium in Canadian drinking water supplies. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, 64: 44.
- Merkley, J.W. and Sexton, T.J. 1982. Reproductive performance of White Leghorns provided fluoride. *Poultry Sci.* 61: 52-56
- Meybeck, M. 1982. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.* 282: 401-450.
- Meyer, H. 1990. Contributions to water and minerals metabolism of the horse, In: *Advances in Animal Physiology and Animal Nutrition.* pp. 1-102. Supplements to *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*, Paul Parey, Hamburg and Berlin.
- Miller, E. R., Ulirey, D. E., Zutout, C. L., Baltzer, B. V., Schmidt, D. A., Hoefler, J. A. and Luecke, R. W. 1965. Magnesium requirement of the baby pig. *J. Nutr.* 85:13.
- Mills, C. J., Bull, R. J., Cantor, K. P., Reif, J., Hrudey, S. E., and Huston, P. 1999. Health risks of drinking water chlorination by-products: Report of an expert working group. *Chron. Dis. Can.* 19:91-102.

Références

- Moffitt, A. E., Jr. and Clary. J. J. 1974. Selenite-induced binding of inorganic mercury in blood and other tissues in the rat. *Res. Commun. Chem. Pathol. Pharmacol.* 7:593.
- Moinuddin, J. F. and Lee, H. W. 1960. Alimentary, blood and other changes due to feeding MnSO₄ MgSO₄ and Na. *Am. J. Physiol.* 199:77.
- Morris, E. R. and O'Dell, B. L. 1963. Relationship of excess calcium and phosphorus to magnesium requirement and toxicity in guinea pigs. *J. Nutr.* 81:175.
- Mroz, Z., A. W. Jongbloed, N. P. Lenis, and K. Verman. 1995. Water in pig nutrition: Physiology, allowances and environmental implications. *Nutr. Res. Rev.* 8:137–164.
- Mullen, A. L., Stanley, R. E. Lloyd, S. R. and Moghessi. A. A. 1975. Absorption, distribution and milk secretion of radionuclides by the dairy cow. IV. Inorganic radio-mercury. *Health Phys.* 28:685.
- Mullis, L.A., Spears, J.W. and McCraw, R.L. 2003. Effects of breed (Angus vs Simmental) and copper and zinc source on mineral status of steers fed high dietary iron. *J. Anim. Sci.* 81: 318-322.
- National Research Council, 1994. *Nutrient Requirements of Poultry*. 9th rev. ed. National Academy Press, Washington, DC.
- National Research Council. 1974. *Effects of fluorides in Animals*. National Academy of Sciences, Washington, D.C.
- National Research Council. 1974. *Nutrients and Toxic Substances in Water for Livestock and Poultry*. National Academy of Sciences, Washington, D.C.
- National Research Council. 1979, *Nutrient Requirements of Domestic Animals*. No. 2. Nutrient Requirements of Swine. National Academy of Sciences, Washington, D.C.
- National Research Council. 1993. *Health effects of ingested fluoride*. National Academy of Sciences, Washington, D.C.
- National Water Quality Data Bank (NAQUADAT). Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Environment Canada.
- Neathery, M.W. and Miller, W.J. 1975. Metabolism and toxicity of cadmium, mercury, and lead in animals: a review. *J. Dairy. Sci.* 58: 1767-1781.

- Nelson, N., Byerly, T. C. Kolbye, Jr., A. C. Kurland, L. T. Shapiro, R. E. Shibko, S. I. Stickel, W. H. Thompson, J. E. Vanden Berg, L. A. and Weissler. A. 1971. Hazards of mercury. *Environ. Res.* 4:1.
- Newton, G. L., Fontenot, J. P., Tucker, R. E. and Polan, C. E. 1972. Effects of high dietary potassium intake on the metabolism of magnesium by sheep. *J. Anim. Sci.* 35:440.
- Nielsen, J.B. and Andersen, O. 1995. A comparison of the lactational and transplacental deposition of mercury in offspring from methylmercury exposed mice. *Toxicol. Lett.* 76: 165-171.
- Niles, G.A., Morgan, S., Edwards, W.C. and Lalman, D. 2002. Effects of dietary sulfur concentrations on the incidence and pathology of polioencephalomalacia in weaned beef calves. *Vet. Hum. Toxicol.* 44:70-72.
- NRC - Mineral Tolerance of Animals 2005, 2nd Revised Ed, Committee on Minerals and Toxic Substances in diets and Water for Animals, The National Academies Press, Washington, DC.
- NRC (National Research Council) 1980. Mineral tolerance of domestic animals. National Academy of Sciences, Washington, DC.
- NRC. 1996. Nutrient Requirements of Beef Cattle. 7th Ed. National Academies Press. Washington, D.C.
- NRC. 1998. Nutrient Requirements of Swine. 10th ed. Natl. Acad. Press, Washington, DC.
- Nugara, D. and Edwards, Jr. H. M. 1963. Influence of dietary Ca and P levels on the Mg requirement of the chick. *J. Nutr.* 80:181.
- O'K6elley, R. F. and Fontenot, J. P. 1969. Effects of feeding different magnesium levels to drylot-fed lactating beef cows. *J. Anim. Sci.* 29:959.
- O'Kelley, R. E. and Fontenot, J. P. 1973. Effects of feeding different magnesium levels to drylot-fed gestating beef cows. *J. Anim. Sci.* 36:994.
- Olkowski, A.A. 1992. Sulfur toxicity and sulfur-nutrient interactions in ruminants. PhD. Thesis. University of Saskatchewan. Saskatoon. Canada.
- Olkowski, A.A. 1997. Neurotoxicity and secondary metabolic problems associated with low to moderate levels of exposure to excess dietary sulfur in ruminants: A review. *Vet. Hum. Toxicol.* 39: 355-360

Références

- Olkowski, A.A., Laarveld, B., Patience, J.F., Francis, S.I. and Christensen, D.A. 1993. The effect of sulfate on thiamine destroying activity in rumen content cultures in-vitro. *Int. J. Vit. Nutr. Res.* 63: 38-44.
- Olkowski, A.A., Rousseaux, C.G. and Christensen, D. A. 1991. Association of sulfate-water and blood thiamine in beef cattle. Field studies. *Can. J. Anim. Sci.* 71: 825-832.
- Osweiler, G.D. and Ruhr, L.P. 1978. Lead poisoning in feeder calves. *JAVMA* 172: 498–500.
- O'Toole, D. and Raisbeck, M.F. 1995. Pathology of experimentally induced chronic selenosis (alkali disease) in yearling cattle. *J. Vet. Diagn. Invest.* 7:364-373.
- Palmer, J.S., Wright, F.C. and Haufler, M. 1973. Toxicologic and residual aspects of an alkyl mercury fungicide to cattle, sheep and turkeys. *Clin. Toxicol.* 6:425.
- Parizek, J.J., Kalouskova, A., Babicky, J., Benes, and Pavlik, L. 1974. Interaction of selenium with mercury, cadmium and other toxic metals. In W. G. Hoekstra, J. W. Suttie,
- Parkhurst, C.R., and Thaxton, P. 1973. Toxicity of mercury to young chickens. I. Effect on growth and mortality. *Poultry Sci.* 52:273.
- Patience J, Beaulieu A, Gillis D. 2004. The impact of ground water high in sulphates on the growth performance, nutrient utilization, and tissue mineral levels of pigs housed under commercial conditions *J. Swine Health Prod.* 12: 228-236.
- Patience, J. F., and M. S. Wolynetz. 1990. Influence of dietary undetermined anion on acid-base status and performance in pigs. *J. Nutr.* 120:579-587.
- Patience, J. F., J. F. Umboh, R. K. Chaplin, and C. M. Nyachoti. 2005. Nutritional and physiological responses of growing pigs exposed to a diurnal pattern of heat stress. *Livest. Prod. Sci.* 96:205-214.
- Patience, J. F., R. E. Austic, and R. D. Boyd. 1987a. Effect of dietary electrolyte balance on growth and acid-base status in swine. *J. Anim. Sci* 64:457-466.
- Patterson, H. H., Johnson, P. S. Patterson, T.R., Young, D.B. and Haigh, R. 2002. Effects of water quality on animal health and performance. *Proc. West. Sec. Amer. Soc. Anim. Sci.* 53:217-220.
- Patterson, H.H., Johnson, P.S., Young, D.B. and Haigh, R. 2003. Effects of water quality on performance and health of growing steers. *SDSU, Beef* 2003-15.

- Peirce, A. W. 1959. Studies on salt tolerance of sheep. II. The tolerance of sheep for mixtures of sodium chloride and magnesium chloride in the drinking water. *Aust. J. Agric. Res.* 10:725.
- Peterson, H. 2000. Water Quality Requirements for Saskatchewan's Agri-Food Industry. Prepared for Agriculture and Agri-Food Canada-Prairie Farm Rehabilitation Administration.
- Pfeiffer, A., H. Henkel, M. W. A. Verstegen, and I. Philipczyk. 1995. The influence of protein intake on water balance, flow rate and apparent digestibility of nutrients at the distal ileum in growing pigs. *Livest. Prod. Sci.* 44:179-187.
- Phillippo, M., Humphries, W. R. and Garthwaite, P. H. 1987. The effect of dietary molybdenum and iron on copper status and growth in cattle. *J. Agric. Sci.* 109:315–320.
- Pike, R. L., and Brown, M. L. 1975. *Nutrition: An integrated approach*, 2nd ed. John Wiley & Sons, New York.
- Pilliner, S. 1999. *Horse Nutrition and Feeding Second Edition*. Blackwell Science pp.49-54.
- Piper, R.C., Miller, V.L. and Dickenson, E. O. 1971. Toxicity and distribution of mercury in pigs with acute methylmercurialism. *Am. J. Vet. Res.* 32:263.
- Pless, C. D., Fontenot, J. P. and Webb, Jr. K. E. 1973. Effect of dietary calcium and phosphorus levels on magnesium utilization in sheep. *Va. Polytech. Inst. State Univ. Res. Div. Rep.* 153:104.
- Ponnapakkam, T.P., Bailey, K.S., Graves, K.A. and Iszard, M.B. 2003. Assessment of male reproductive system in the CD-1 mice following oral manganese exposure. *Reprod. Toxicol.* 17:547-551.
- Potter, S. and Matrone, G. 1974. Effect of selenite on the toxicity of dietary methyl mercury and mercuric chloride in the rat. *J. Nutr.* 104:638.
- Pourreza, J., Nili, N. and Edriss, M.A. 1994. Relationship of plasma calcium and phosphorus to the shell quality of laying hens receiving saline drinking water. *Br. Poultry Sci.* 35:755-762.
- Pourreza, J., Nili, N. and Edriss, M.A. 2000. Effect of saline drinking water on eggshell quality of Leghorn and native hens. *J. Agric. Sci. Tech., Iran.* 2:3-8.
- Prabowo, A., Spears, J. W. and Goode, L. 1988. Effects of dietary iron on performance and mineral utilization in lambs fed a forage based diet. *J. Anim. Sci.* 66:2028–2035.

Références

- Prankel, S.H., Nixon, R.M., Phillips, C.J. 2005. Implications for the human food chain of models of cadmium accumulation in sheep. *Environ. Res.* 97:348-358.
- Puls, R. 1994. *Mineral Levels in Animal Health: Diagnostic Data*, 2nd edn. Sherpa International, Clearbrook, British Columbia.
- Puschner, B., Galey, F.D., Johnson, B., Dickie, C.W., Vondy, M., Francis, T., Holstege, D.M. 1998. Blue-green algae toxicosis in cattle. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 213, 1605-1607.
- Raisbeck, M.F, Siemion, R.S. and Smith, M.A. 2006. Modest copper supplementation blocks molybdenosis in cattle. *J. Vet. Diagn. Invest.* 18: 566-572.
- Rayssiguier, Y., Garel, J. M. M., Prat, J. and Barlet, J. P. 1977. Plasma parathyroid hormone and calcitonin levels in hypocalcaemic magnesium deficient calves. *Ann. Rech. Vet.* 8:267.
- Reid, J. T., Pfau, K. O., Salisbury, R. L., Bender, C. B. and Ward. G. M. 1947. Mineral metabolism studies in dairy cattle. I. The effect of manganese and other trace elements on the metabolism of calcium and phosphorus during early lactation. *J. Nutr.* 34:661.
- Reid, R. L., Post, A. J. and Jung, G. A. 1970. Mineral composition of forages. *W. Va. Univ. Agric. Exp. Stn. Bull.* 589T.
- Renter, D.G., Sargeant, J.M., Oberst, R.D. and Samadpour, M. 2003. Diversity, frequency, and persistence of *Escherichia coli* O157 strains from range cattle environments. *Appl. Environ. Microb.* 69: 542-547.
- Ridder, W.E. and Oehme, F.W. 1974. Nitrates as an environmental, animal, and human hazard. *Clin. Toxicol.* 7:145-159.
- Roberts, J. R., and Balnave, D. 1992. The physiological basis of poor eggshell quality in laying hens: The effect of saline drinking water on electrolyte balance and renal function. *J. Anim. Physiol. Anim. Nutr.* 68:197-204.
- Roh, J.K., Bradley, Jr., R.L. Richardson, T and Weckel. K.G. 1975. Distribution and removal of added mercury in milk. *J. Dairy Sci.* 58:1782.
- Rook, J. A. F. and Storry, J. E. 1962. Magnesium in the nutrition of farm animals. *Nutr. Abstr. Rev.* 32: 1055.
- Rosenfeld, I. and Beath, O.A. 1964. *Selenium: Geobotany, Biochemistry, Toxicity and Nutrition*. Academic Press, New York, 411 pp.

- Ross, D. B. 1970. The effect of oral ammonium molybdate and sodium sulfate given to lambs with high liver copper concentrations. *Res. Vet. Sci.* 11:295.
- Roush, W. B. and Mylet, M. 1986. Effect of water softening, watering devices, and dietary salt level on the performance of caged Single Comb White Leghorn laying hens. *Poultry Sci.* 65:1866-1871.
- Sallmen, M. 2001. Exposure to lead and male fertility. *Int. J. Occup. Med. Environ. Health.* 14:219-222.
- Salonen, J.T., Seppanen, K., Nyyssonen, K., Korpela, H., Kauhanen, J., Kantola, M., Tuomilehto, J., Esterbauer, H., Tatzber, F. and Salonen, R. 1995. Intake of mercury from fish, lipid peroxidation, and the risk of myocardial infarction and coronary, cardiovascular, and any death in eastern Finnish men. *Circulation* 91:645–655.
- Sargeant, J.M., Gillespie, J.R., Oberst, R.D., Phebus, R.K., Hyatt, D.R., Bohra, L.K and Galland, J.C. 2000. Results of a longitudinal study of the prevalence of *Escherichia coli* O157:H7 on cow-calf farms. *Am. J. Vet. Res.* 61: 1375-1379.
- Sargeant, J.M., Sanderson, M.J., Griffin, D.D. and Smith, R.A. 2004. Factors associated with the presence of *Escherichia coli* O157 in feedlot–cattle water and feed in the Midwestern USA. *Prev. Vet. Med.* 66: 207-237.
- Saskatchewan Watershed Authority (SWA) Rural Water Quality Data Base. A data base for water samples from farms and small communities. Obtained from SWA in August, 2008.
- Sell, J. L. 1977. Comparative effects of selenium on metabolism of methylmercury by 8chickens and quail: Tissue distribution and transfer into eggs. *Poultry Sci.* 56:939.
- Sell, J. L. and Davidson, K.L. 1975. Metabolism of mercury, administration as methylmercuric chloride or mercuric chloride by lactating ruminants. *J. Agric. Food Chem.* 23:803.
- Sell, J. L., Guenter, W. and Sifri, M. 1974. Distribution of mercury among components of eggs following the administration of methylmercuric chloride to chickens. *J. Agric. Food Chem.* 22:248.
- Senturk, S. and Cihan, H. 2004. Salt poisoning in beef cattle. *Vet. Hum. Toxicol.* 46:26-27
- Sharma, R.P., Street, J.C., Shupe, J.L and Bourcier, D.R. 1982. Accumulation and depletion of cadmium and lead in tissues and milk of lactating cows fed small amounts of these metals. *J. Dairy Sci.* 65:972-979.

Références

- Shere, J.A., Kaspar, C.W., Bartlett, K.J., Linden, .SE., Norell, B., Francey, S. and Schaefer, D.M. 2002. Shedding of *Escherichia coli* O157:H7 in dairy cattle housed in a confined environment following waterborne inoculation. *Appl. Environ. Microb.* 68: 1947-1954.
- Shupe, J.L., Miner, ML., Harris, L.E. and Greenwood, D.A. 1962. Relative effects of feeding hay atmospherically contaminated by fluoride residue, normal hay plus calcium fluoride, and normal hay plus sodium fluoride to dairy heifers. *Am. J. Vet. Res.* 23: 777-787.
- Shupe, J.L., Harris, L.E., Greenwood, D.A., Butcher, J.E. and Nielsen, H.M. (1963a) The effect of fluorine on dairy cattle. 5 . Fluorine in the urine as an estimator of fluorine intake. *Am. J. Vet. Res.* 24: 300-306.
- Shupe, J.L., Miner, ML., Greenwood, D.A., Harris, L.E. and Stoddard, G.E. 1963b. The effect of fluorine on dairy cattle. 2. Clinical and pathologic effects. *Am. J. Vet. Res.* 24: 964-979.
- Shupe, J.L. 1980. Clinicopathologic features of fluoride toxicosis in cattle. *J. Anim. Sci.* 51: 746-757.
- Smart. M. B., Cohen, R., Christensen, D. A. and Williams, C. M. 1986. The effects of sulphate removal from drinking water on the plasma and liver copper and zinc concentrations of beef cows and their calves. *Can. J. Anim. Sci.* 66:669-680.
- Smart, M.E., Cymbaluk, N.F. and Christensen, D.A. 1992. A review of copper status of cattle in Canada and recommendations for supplementation. *Can. Vet. J.* 33:163-170.
- Smith, B.P., Fisher, G.L., Poulos, P.W. and Irwin, M.R. 1975. Abnormal bone development and lameness associated with secondary copper deficiency in young cattle. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 166:682.
- Smith, S.W. and Wright. H. 1975. Effect of dietary Mo on Cu metabolism. Evidence of the involvement of Mo in abnormal binding of Cu to plasma protein. *Clin. Chem. Acta* 62:55.
- Solomon, H., Miroa, J. and Ben-Chedalia, D. 1995. Performance of high producing cows offered drinking water of high and low salinity in the Arava desert. *J. Dairy Sci.* 78:620-624.
- Spears, J.W. 1990. Ionophores and nutrient digestion and absorption in ruminants. *J. Nutr.* 120:632-638.

Standish, J. F., Ammerman, C. B., Palmer, A. Z. and Simpson, C. F. 1971. Influence of dietary iron and phosphorus on performance, tissue mineral composition and mineral absorption in steers. *J. Anim. Sci.* 33:171-178.

Standish, J. F., Ammerman, C. B., Simpson, C. F., Neal, F.C. and Palmer, A. Z. 1969. Influence of graded levels of dietary iron as ferrous sulphate, on performance and tissue mineral composition of steers. *J. Anim. Sci.* 29:496–503.

Standish, J.F., Ammerman, C.B., Wallace, N.D. and Combs, G. E. 1975. Effect of high State University Cooperative Extension Service.

Stoddard, G.E., Bateman, G.Q., Harris, L.E., Shupe, J.L. and Greenwood, D.A. 1963. Effects of fluorine in dairy cattle. IV. Milk production. *J. Dairy Sci.* 46:720:726.

Stoewsand, B.S., Bache, C.A. and Lisk, D.J. 1974. Dietary selenium protection of methylmercury intoxication of Japanese quail. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 11:152.

Stuart, L.D. and Oehme, F.W. 1982. Environmental factors in bovine and porcine abortion. *Vet. Hum. Toxicol.* 24:435-441.

Suttie, J.W., Miller, R.E and Phillips, P.H. 1957. Studies of the effects of dietary NaF on dairy cows. 1. The physiological effects and the developmental symptoms of fluorosis. *J. Nutr.* 63: 211-224.

Suttie, J.W., Phillips, PH. and Miller, R.E. 1958 . Studies of the effects of dietary sodium fluoride on dairy cows. 3. Skeletal and soft tissue fluorine deposition and fluorine toxicosis. *J. Nutr.* 65: 293-304.

Suttie, J.W., Gesteland, R. and Phillips, R.H. 1961. Effects of dietary sodium fluoride on dairy cows. 6. In young heifers. *J. Dairy Sci.* 44: 2250-2258.

Suttie, J.W. and Faltin, E.C. 1973. Effects of sodium fluoride on dairy cattle: influence of nutritional state. *Am. J. Vet. Res.* 34: 479-483.

Suttle, N.F. 1974. Effects of organic and inorganic sulfur on the availability of dietary copper to sheep. *Br. J. Nutr.* 32: 559-568.

Suttle, N. F. 1975. The role of organic sulfur in the copper-molybdenum-S interrelationship in ruminant nutrition. *Br. J. Nutr.* 34:411.

Suttie, J.W. and Kolstad, D.L. 1977. Effects of dietary fluoride ingestion on ration intake and milk production. *J. Dairy Sci.* 60:1568-1573.

Suttie, J.W., Carlson, JR. and Faltin, P.C. 1977. Effects of alternating periods of high- and low-fluoride ingestion on dairy cattle. *J. Dairy Sci.* 55: 790-804.

Références

- Suttie, J.W. 1978. Effects of fluorides on animals. In: First International Minerals Conference, St Petersburg, Florida. International Minerals and Chemical Corporation, Illinois, p. 87.
- Suttie, J.W. 1980. Nutritional aspects of fluoride toxicosis. *J. Anim. Sci.* 51: 759-766.
- Suttle, N.F. 1983. Assessing the mineral and trace element status of feeds. In: Robards, G.E. and Packham, R.G. (eds) Proceedings of the Second Symposium of the International Network of Feed Information Centres. Commonwealth Agricultural Bureaux, Farnham Royal, UK, pp. 211-237.
- Suttle, N.F., Abrahams, P. and Thornton, I. 1984. The role of a soil x dietary sulfur interaction in the impairment of copper absorption by soil ingestion in sheep. *J. Agric. Sci. Cambridge* 103: 81-86.
- Suttle, N.F. and Peter, D.W. 1985. Rumen sulphide metabolism as a major determinant of the availability of copper to ruminants. In: Mills, C.F., Bremner, I. and Chesters, J.K. (eds) Proceedings of the Fifth International Symposium on Trace Elements in Man and Animals, Aberdeen. Commonwealth Agricultural Bureaux, Farnham Royal, UK, pp. 367-370.
- Suzuki, K., X. C. Cheng, H. Kano, T. Shimizu, and Y. Sato. 1998. Influence of low protein diets on water intake and urine and nitrogen excretion in growing pigs. *Anim. Sci. Technol.* 69:267-270.
- Thacker, P.A. 2001. Water in Swine Nutrition. pp. 381-398. In: Swine Nutrition, 2nd Edition. Eds: Lewis, A.J. Southern. L.L. CRC Press.
- Thaxton, P., Cogburn, L.A. and Parkhurst. C.R. 1973. Dietary mercury as related to the blood chemistry in young chickens. *Poultry Sci.* 52:1212.
- Thaxton, P., Young, P.S., Cogburn, L.A. and Parkhurst. C.R. 1974. Hematology of mercury compounds in young chickens. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 12:46.
- Thaxton, P., Parkhurst, C.R., Cogburn, L. A. and Young, P.S. 1975. Adrenal function in chickens experiencing mercury toxicity. *Poultry Sci.* 54:578.
- The Ruminant Animal: Digestive Physiology and Nutrition. 1993. D. C. Church, editor. Prospect Heights, IL : Waveland.
- Thilsted, J.P., Hibbs, C.M., Dowds, S.J. and Meibohm, A. 1981. Sodium salt toxicosis in beef cows resulting from consumption of saline water. Proceedings of the Annual-Meeting of the American Association of Veterinary Laboratory Diagnosticians. 24: 229-235.

Thilsted, J.P., Hibbs, C.M., Dowds, S.J. and Meibohm, A. 1981. Sodium salt toxicosis in beef cows resulting from consumption of saline water. Proceedings of the Annual-Meeting of the American Association of Veterinary Laboratory Diagnosticians. 24: 229-235. .

Thirunavukkarasu, O.S. and Viraraghavan, T. 2003. Arsenic in drinking water: Health effects and removal technologies. In: Aquatic arsenic toxicity and treatment. T. Murphy and J. Guo (eds.). Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. pp. 129-138.

Thirunavukkarasu, O.S., Viraraghavan, T. and Subramanian, K.S. 2001. Removal of arsenic in drinking water by iron oxide-coated sand and ferrihydrite - Batch studies. Water Qual. Res. J. Can. 36: 55–70.

Thirunavukkarasu, O.S., Viraraghavan, T., and Subramanian, K.S. 2003. Arsenic removal from drinking water using iron oxide-coated sand. Water. Air. Soil. Pollut. 142: 95–111.

Thirunavukkarasu, O.S., Viraraghavan, T., and Subramanian, K.S. 2003. Arsenic removal from drinking water using granular ferric hydroxide. Water SA, 29: 161–170.

Thomas, J. W. 1965. Mechanisms responsible for grass tetany, p. 14. In Proc. Ga. Nutr. Conf. Feed Manuf.

Thomas, J. W. and Moss. S. 1951. The effect of orally administered molybdenum on growth, spermatogenesis and testes histology of young dairy bulls. J. Dairy Sd. 34:939.

Thomson, A.B, Olatunbosun, D. and Valverg, L.S. 1971. Interrelation of intestinal transport system for manganese and iron. J. Lab. Clin. Med. 7:642-655.

Thomson, A.B. and Valberg, L.S. 1972. Intestinal uptake of iron, cobalt, and manganese in the iron-deficient rat. Am. J. Physiol. 223:1327-1329.

Tucker, W.B., Hogue, J.G., Waterman DF et al. 1991. Role of sulfur and chloride in the dietary cation-anion balance equation for lactating dairy cattle. J. Anim. Sci. 69:1205-1213.

Underwood, E. J. 1976. Molybdenum in animal nutrition. In W. Chappel and K. Peter son, eds. The Biology of Molybdenum. Marcel Dekker, Inc., New York.

Underwood, E. J. 1977. Trace Elements in Human and Animal Nutrition. 4th ed. Academic Press, New York.

Underwood, E.J. and Suttle, N.N. 1999. Lead. In: The mineral nutrition of livestock. 3rd Edition. CABI Publishing, NY.

Références

- United States Geological Services. (2005). National Water-Quality Assessment Program. Reston, VA: U.S. Geological Survey Available: <http://water.usgs.gov/nawqa/>
- Uthus, E.O. 2001. High dietary arsenic exacerbates copper deprivation in rats. J. Trace Elem. Exp. Med. 14: 43-55.
- Van Donkersgoed, J., Berg, J., Potter, A., Hancock, D., Besser, T., Rice, D., LeJeune, J. and Klashinsky, S. 2001. Environmental sources and transmission of *Escherichia coli* O157 in feedlot cattle. Can. Vet. J. 42: 714-720.
- Vanderveen, J.E. and Keener, H.A. 1964. Effects of molybdenum and sulfate sulphur. Veeramachaneni DN. 2000. Deteriorating trends in male reproduction: idiopathic or environmental? Anim. Reprod. Sci. 60-61:121-130. Review.
- Vermeulen, B., De Backer, P. and Remon, J.P. 2002. Drug administration to poultry. Adv. Drug Deliv. Rev. 54:795-803. Review.
- Veterinary toxicology. 2001. Joseph D. Roder, Ed.. Boston : Butterworth-Heinemann.
- Vodela, J.K, Lenz, S.D., Renden, J.A, McElhenney, W.H. and Kempainen, B.W. 1997a. Drinking water contaminants (arsenic, cadmium, lead, benzene, and trichloroethylene). 1. Interaction of contaminants with nutritional status on general performance and immune function in broiler chickens. Poultry Sci. 76:1474-1492.
- Vodela, J.K, Lenz, S.D., Renden, J.A, McElhenney, W.H. and Kempainen, B.W. 1997b. Drinking water contaminants (arsenic, cadmium, lead, benzene, and trichloroethylene). 2. Effects on reproductive performance, egg quality, and embryo toxicity in broiler breeders. Poultry Sci. 76:1493-1500.
- Vyskocil, A. and Viau, C. 1999. Assessment of Molybdenum Toxicity in Humans. J. Appl. Toxicol. 19, 185–192.
- Wagner, S.L., Maliner, J.S., Morton, W.E., and Braman, R.S. 1979. Skin cancer and arsenical intoxication from well water. Arch. Dermatol., 115: 1205.
- Walsh, T. and O'Moore. L.B. 1953. Excess of molybdenum in herbage as a possible contributory factor in equine osteodystrophia. Nature (London) 171:1166.
- Ward, J. D., Spears, J. W. and Gengelbach, G. P. 1995. Differences in copper status and copper metabolism among Angus, Simmental and Charolais cattle. J. Anim. Sci. 73:571-577.

Ward, M.H, deKok, T.M., Levallois, P., Brender, J., Gulis, G., Nolan, B.T. and Van Derslice, J. 2005. International Society for Environmental Epidemiology. Workgroup report: Drinking-water nitrate and health--recent findings and research needs. Environ. Health Perspect. 113:1607-1614.

Water Quality Guidelines. <http://www.mfe.govt.nz/publications/water/anzecc-water-quality-guide-02>.

Weeth, H. J., and L. H. Hunter. 1971. Drinking of sulfate water by cattle. J. Anim. Sci. 32:277-281.

Weeth, H.J. and Capps, D.L. 1972. Tolerance of growing cattle for sulfate-water. J. Anim. Sci. 34: 256-260.

Weiss, B., Clarkson, T.W. and Simon, W. 2002. Silent latency periods in methylmercury poisoning and in neurodegenerative disease. Environ. Health Perspect. 110 (Suppl 5): 851–854.

Welsh, S. O. 1979. The protective effect of vitamin E and N, N'-diphenyl-p phenylenediamine (DPPD) against methylmercury toxicity in the rat. J. Nutr. 109:1673.

Welsh, S. O. and Soares, J. H. Jr. 1975. The effects of selenium and vitamin E on methyl mercury toxicity in the Japanese quail. Fed. Proc. 34:913 (Abstr).

Wheeler, S.M., Brock, T.B. and Teasdale, D. 1985. Effects of adding 30 mg fluoride/l drinking water given to pregnant ewes and their lambs upon physiology and wool growth. Journal of Agricultural Science, Cambridge 105:715-726.

Whittier, P. C., and Freeman, R. M. 1971. Potentiation of metastatic calcification in vitamin D-treated rats by magnesium. Am. J. Physiol. 220:209.

WHO. *Inorganic Mercury*. Environmental Health Criteria, vol. 118. Geneva: World Health Organization, 1991

WHO. *Methyl Mercury*. Environmental Health Criteria, vol. 101. Geneva: World Health Organization, 1990

Wilkinson JM, Hill J, Phillips CJ. 2003. The accumulation of potentially-toxic metals by grazing ruminants. Proc. Nutr. Soc. 62:267-277.

Winks, W.R. 1963. Safe waters for stock. Queensland Agr. J. 89: 723-728.

Wirth J.J., Rossano, M.G., Daly, D.C., Paneth, N., Puscheck, E., Potter, R.C. and Diamond, M.P. 2007. Ambient manganese exposure is negatively associated with human sperm motility and concentration. Epidemiology. 18: 270-273.

Références

- Wright, P.L. and Bell, M.C. 1966. Comparative metabolism of Se and tellurium in sheep and swine. *Am. J. Physiol.* 211: 6-10.
- Yoselewitz, I., Balnave, D. and Dixon, R.J. 1988. Factors influencing the production of defective egg shells by laying hens receiving sodium chloride in the drinking water. *Nutr. Rep. Int.* 38:697-703.
- Yoselewitz, I., and Balnave, D. 1989a. The influence of saline drinking water on the activity of carbonic anhydrase in the shell gland of laying hens. *Australian J. Agric. Res.* 40: 1111-1115.
- Yoselewitz, I., and Balnave, D. 1989b. Egg shell quality responses of pullets given saline drinking water at different ages. *Br. Poultry Sci.* 36:715-718.
- Yoselewitz, I., and Balnave, D. 1989c. Responses in egg shell quality to sodium chloride supplementation of the diet and/or drinking water. *Br. Poultry Sci.* 36:273–284.
- Yoselewitz, I., Klein, E., I. Malka, I., Pinchasov, Y., Levav, N. and Katz, T. 1993. Influence of drinking water quality on layer performance and eggshell quality. Pages 58–59 *in: Proceedings of the 31st Annual Convention, Israel Branch, World's Poultry Sci. Assoc.*
- Yoshizawa, K., Rimm, E.B., Morris, J.S., Spate, V.L, Hsieh, C.C., Spiegelman, D., Stampfer, M.J. and Willett, W.C. 2002. Mercury and the risk of coronary heart disease in men. *N. Engl. J. Med.* 347:1755-1760.
- Zaki, A., Ait Chaoui, A., Talibi, A., Derouiche, A.F., Aboussaouira, T., Zarrouck, K., Chait, A. and Himmi, T. 2004. Impact of nitrate intake in drinking water on the thyroid gland activity in male rat. *Toxicol. Lett.* 147:27-33.
- Zalups, R.K. and Lash, J.H. 1994. Advances in understanding the renal transport and toxicity of mercury. *J. Toxicol. Environ. Health.* 42:1-44.
- Zhang, D., R. E. Moreng, and D. Balnave, 1991. Reproductive performance of artificially inseminated hens receiving saline drinking water. *Poultry Sci.* 70:776-779
- Zimmerman, D.R., Speer, V.C., Hays, V.W. and Catron, D.V. 1963. Effects of calcium and phosphorus levels on baby pig performance. *J. Anim. Sci.* 22: 658-663.
- Zinn, R.A and Shen, Y. 1996. Interactions of dietary calcium and supplemental fat on digestive function and growth performance in feedlot steers. *J. Anim. Sci.* 74: 2303-230

Références

Zinn, R.A., Alvarez, E., Mendez, M., Montano, M., Ramirez, E. and Shen, Y. 1997. Influence of dietary sulfur level on growth performance and digestive function in feedlot cattle. *J. Anim. Sci.* 75:1723-1728.

Zmudzki, J., Branton, G.R., Womac, C.W., Rowe, L.D. and Wagner, B. 1986. Lactose and milk replacer influence on lead absorption and lead toxicity in calves. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 36:356-363.

Références

11. ANNEXE A

Résumé du document intitulé *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles (mis à jour en octobre 2005)*

**Imprimé avec la permission du Conseil canadien des ministres de l'Environnement, 2005. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles – Tableau sommaire. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'Environnement, Winnipeg.*