



INDICATEUR 6.3.2 DES ODD – DOCUMENT D'ORIENTATION TECHNIQUE N° 2 : VALEURS CIBLES



Ce document porte sur le concept de valeur cible, qui est au cœur de la méthodologie de l'indicateur 6.3.2 des ODD. Il s'agit d'un document d'accompagnement de [l'Introduction à l'indicateur SDG 6.3.2](#) et fait partie d'une série fournissant des orientations techniques détaillées sur des aspects spécifiques de la méthodologie de l'indicateur. Ces documents techniques ont été élaborés en réponse aux commentaires reçus de la part des personnes chargées de rendre compte de l'indicateur pour leur pays. Ces ressources, ainsi que d'autres, sont disponibles sur la [plateforme de soutien de l'indicateur SDG 6.3.2](#)¹, accessible via le [SDG Water Quality Hub](#)².

Ce document s'adresse aux praticiens qui souhaitent obtenir des précisions supplémentaires sur la manière de mettre en œuvre la méthodologie dans leur propre pays. Ce document :

1. développe le concept de valeur cible présenté dans le document « [Introduction à l'indicateur ODD 6.3.2](#) » ;
2. décrit les défis liés à la définition de valeurs cibles pertinentes ;
3. suggère des approches pour définir et/ou adapter les valeurs cibles existantes d'autres juridictions à l'échelle nationale ; et
4. fournit des exemples de cibles utilisées dans différentes régions du monde.

QUE SONT LES VALEURS CIBLES ?

La mesure de paramètres physico-chimiques, tels que les concentrations en nutriments ou en oxygène, est un moyen de vérifier si la qualité de l'eau peut être classée comme bonne ou non. Pour ce faire, on compare la valeur mesurée à une limite de concentration numérique qui correspond à une eau de bonne qualité environnementale.

Les valeurs cibles sont spécifiques à chaque paramètre de qualité de l'eau et représentent des concentrations visant à préserver ces écosystèmes ou à les ramener à leur état naturel ou quasi naturel. Les cibles doivent également garantir que la santé humaine n'est pas directement menacée par la consommation ou l'utilisation de l'eau.

Les valeurs cibles peuvent être des normes de qualité de l'eau définies par la législation nationale ou être moins contraignantes et dérivées d'informations sur l'état naturel ou de référence d'une masse d'eau. L'établissement d'une approche harmonisée et l'application d'une stratégie commune pour la fixation des cibles contribuent à garantir la comparabilité globale de l'indicateur.

ÉLÉMENTS ESSENTIELS DES VALEURS CIBLES

Vous trouverez ci-dessous des explications sur les concepts clés de l'approche par cibles utilisée dans l'indicateur 6.3.2 des ODD. Ce document se concentre sur les cinq groupes de paramètres fondamentaux du suivi de niveau 1 (oxygène, salinité, azote, phosphore et acidification).

¹ <https://www.wqa.info/knowledge-center/sdg632/>

² <https://www.sdg632hub.org>

³

Ce document a été rédigé par Stuart Warner, du programme GEMS/Water du PNUE. Mars 2026. Ce document a été traduit de l'anglais à l'aide d'un outil d'IA linguistique.



SANTÉ HUMAINE OU SANTÉ DES ÉCOSYSTÈMES ?

Le processus de définition des valeurs cibles pour la classification des masses d'eau doit tenir compte à la fois de la santé des écosystèmes et de la santé humaine. La qualité de l'eau douce est influencée par les caractéristiques naturelles du bassin versant, telles que la géologie, le climat et la topographie. Un écosystème aquatique à l'état naturel est adapté à la qualité de l'eau à cet endroit, mais cela ne signifie pas nécessairement que cette qualité de l'eau soit appropriée pour préserver la santé humaine. Dans certains cas, la qualité de l'eau à l'état naturel peut être nocive et ne pas convenir à une utilisation humaine directe sans traitement préalable. Par exemple, les concentrations en nitrates provenant des sources d'eau souterraines peuvent naturellement dépasser la concentration de référence ^{de} 50 mg/L de NO_3 recommandée par l'Organisation mondiale de la santé pour l'approvisionnement en eau potable (WHO, 2017). De plus, l'eau peut naturellement contenir des concentrations de composés connus pour être toxiques à de faibles doses, tels que l'arsenic (Herath *et al.*, 2016) et le fluorure (WHO, 2017). Dans ces cas, la qualité naturelle de l'eau peut être parfaitement adaptée à l'écosystème, mais la santé humaine peut être menacée.

Conseil : s'il existe à la fois des valeurs cibles fondées sur l'écosystème et sur la santé humaine qui pourraient être appliquées, c'est la plus stricte qui doit être utilisée.

L'inverse peut également être vrai. Les valeurs cibles fondées uniquement sur la santé humaine peuvent négliger les exigences liées à la santé de l'écosystème. Pour reprendre l'exemple de l'OMS concernant les nitrates dans l'eau potable, des concentrations de nitrates inférieures à ce seuil sont sans danger pour la consommation humaine mais peuvent avoir des conséquences sur la santé de l'écosystème. Si cette valeur était appliquée comme valeur cible pour un plan d'eau présentant une concentration naturelle de fond en nitrates très faible, une légère augmentation pourrait entraîner une altération du fonctionnement de l'écosystème. Dans cette situation, il serait préférable de fixer une valeur cible écosystémique bien plus basse, reflétant le faible niveau de fond naturel de nitrate. Ce concept est illustré dans la figure 1 ci-dessous. La valeur cible liée à la santé de l'écosystème aurait permis de détecter la tendance à la hausse de la concentration en nitrate bien plus tôt que la valeur cible liée à la santé humaine et, éventuellement, à temps pour mettre en place une mesure de gestion efficace visant à inverser cette tendance. En règle générale, il convient d'utiliser la valeur cible qui protège les besoins les plus sensibles (santé des écosystèmes ou santé humaine). Dans les situations où les valeurs cibles relatives à la fois à la santé des écosystèmes et à la santé humaine sont pertinentes pour une masse d'eau donnée, c'est la plus stricte qui doit être appliquée pour l'indicateur 6.3.2. Certaines masses d'eau pourraient ne jamais atteindre la classification « bonne qualité des eaux ambiantes » car leur qualité naturelle pourrait ne jamais être adaptée à la consommation humaine sans traitement préalable.

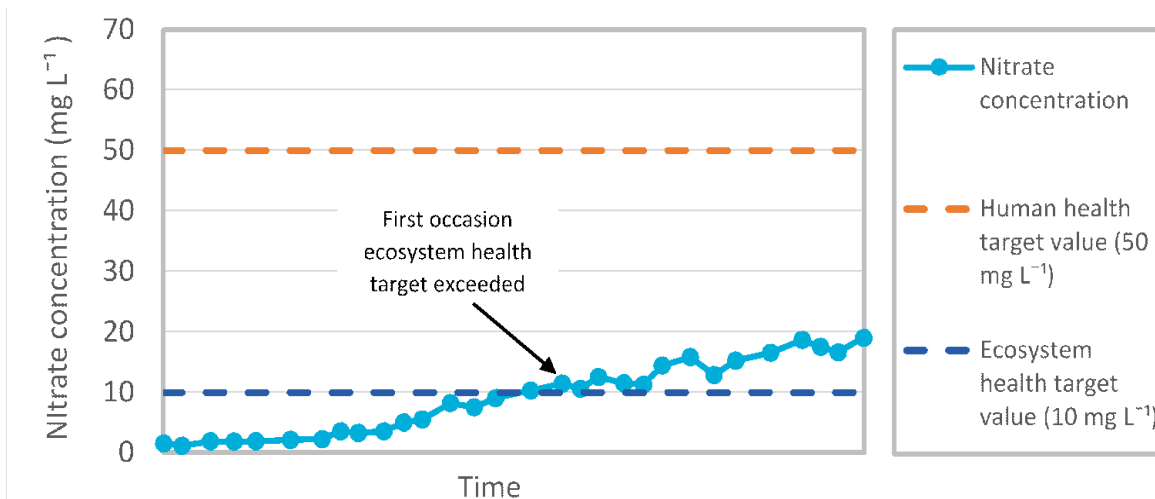


Figure 1 : Exemple d'une valeur cible fondée sur la santé humaine qui est trop élevée pour permettre de détecter une tendance à la hausse des nitrates au fil du temps, alors qu'une valeur cible fondée sur l'écosystème permettrait de mettre en évidence cette tendance.



CONDITIONS DE RÉFÉRENCE

Les mesures de la qualité de l'eau pour les masses d'eau dans un état naturel ou quasi naturel, qui ne subissent aucune perturbation ou sont exposées à des perturbations minimales, devraient se situer dans des fourchettes reflétant *les conditions de référence*. Par exemple, certaines rivières peuvent présenter une concentration élevée en oxygène dissous, une faible teneur en nutriments, ainsi que des valeurs de pH et de conductivité électrique liées à la géologie sous-jacente et à la proximité de la côte. Des mesures répétées au même endroit au fil du temps permettront d'établir, pour chaque paramètre, une *fourchette* statistiquement définie dans laquelle la majorité des mesures devraient s'inscrire pour cet endroit. Les données peuvent également présenter des variations diurnes ou saisonnières, par exemple une baisse de l'oxygène dissous pendant la nuit lorsque la photosynthèse cesse, ou une baisse des concentrations de phosphore dissous dans les lacs tempérés pendant la saison de croissance estivale, mais il ne devrait pas y avoir de tendance à la hausse ou à la baisse au fil du temps. Toutes les mesures devraient se situer dans la fourchette attendue.

Les valeurs cibles ne sont pas identiques aux conditions de référence, mais elles y sont étroitement liées. Une valeur cible peut être dérivée d'une condition de référence connue ou estimée, en supposant qu'un léger écart par rapport à cette condition ne nuit pas au fonctionnement de l'écosystème.

Chaque masse d'eau est unique et diffère par son emplacement, sa géologie, son climat, sa topographie et sa biologie. La manière dont ces facteurs influencent les conditions naturelles est présentée dans le tableau 2 ci-dessous.

Tableau 1 : Description des principaux facteurs naturels influant sur la qualité de l'eau et susceptibles de définir les conditions de référence.

Caractéristique	Description	Exemple de mécanisme d'influence
Emplacement	latitude/longitude ; altitude ; profondeur sous le sol (pour les eaux souterraines) et proximité de la côte	Latitude : définit la saisonnalité, avec des différences observées entre les eaux de surface tropicales et tempérées.
Géologie	structure et lithologie de la matrice rocheuse sous-jacente au bassin versant	Altération chimique : une géologie sous-jacente présentant une solubilité élevée peut entraîner des concentrations plus élevées de composés dissous dans les eaux de surface et souterraines par rapport à des lithologies moins solubles.
Climat	les tendances à long terme des précipitations, de la température, du vent et de l'humidité d'une région	Température : la solubilité des gaz dans l'eau diminue lorsque la température augmente. Cela est particulièrement important pour l'oxygène dissous, dont les animaux et les plantes aquatiques ont besoin pour respirer.
Topographie	la disposition et la forme du paysage physique	Pente et longueur du versant : déterminent la vitesse d'écoulement de la rivière. Une eau à vitesse d'écoulement plus élevée présente également des concentrations plus élevées d'oxygène dissous, en raison de la turbulence à la surface.
Biologie	les écosystèmes du bassin versant et les interactions biologiques au sein du plan d'eau	Zones humides : ces écosystèmes peuvent influencer directement sur la qualité de l'eau en retenant les sédiments, en absorbant les nutriments, en réduisant la vitesse d'écoulement de l'eau et en libérant du carbone organique dissous en aval.

Les informations sur les conditions de référence ne sont pas toujours disponibles pour les masses d'eau pour lesquelles les données sur la qualité de l'eau « avant perturbation » sont rares. Dans ces circonstances, il est conseillé d'estimer les conditions de référence soit en utilisant des données provenant de sites non perturbés présentant des caractéristiques similaires, soit en s'appuyant sur l'avis d'experts.



Il peut s'avérer impossible pour certains plans d'eau exposés à l'activité humaine depuis des siècles d'atteindre un état naturel ou quasi naturel. Pour ces plans d'eau, les pays peuvent décider soit de fixer des objectifs en utilisant un état de référence et d'accepter qu'ils soient toujours classés comme « non satisfaisants », soit d'appliquer l'approche de la « meilleure condition réalisable » (ONU Environnement 2017). Cette approche reconnaît que ces masses d'eau sont affectées et que, grâce à une bonne gestion, elles pourraient atteindre un état nettement amélioré sans toutefois jamais atteindre un état naturel ou de référence. Les objectifs appliqués à ces masses d'eau devraient refléter cette réalité et être moins stricts que pour les masses d'eau dont l'objectif à long terme est d'atteindre un état de qualité de l'eau bien supérieur. Les pays choisissant cette option devraient communiquer cette information en même temps que la soumission de leurs indicateurs afin que ces objectifs moins stricts puissent être pris en compte.

Conseil : si les pays estiment qu'il n'est pas réalisable dans la pratique d'atteindre un état naturel ou quasi naturel, ils peuvent choisir de suivre l'approche de la « meilleure condition réalisable ». Cette approche encourage les efforts visant à améliorer la qualité de l'eau, mais reconnaît que certaines masses d'eau pourraient ne jamais atteindre un état naturel ou quasi naturel.

VALEURS SUPÉRIEURES, INFÉRIEURES OU DE FOURCHETTE

Les valeurs cibles peuvent être de trois types selon le paramètre mesuré. Certains paramètres ont des valeurs cibles **maximales**, ce qui signifie que la valeur ne doit pas être dépassée. Par exemple, une valeur cible de $20 \mu\text{g P L}^{-1}$ peut être définie pour le phosphore total dans l', et toute mesure supérieure à cette valeur ne respecterait pas la cible. D'autres ont des valeurs cibles **minimales**, ce qui signifie que la valeur mesurée ne doit pas être inférieure à la cible. Par exemple, une valeur cible de 80 % de saturation peut être appliquée à l'oxygène dissous dans les rivières. Enfin, certains paramètres auront une **fourchette** cible qui représente les limites de mesure supérieures et inférieures normalement acceptables. Par exemple, une fourchette de pH comprise entre 6 et 9 peut refléter la variation normale d'une rivière dans différentes conditions de débit, mais un écart par rapport à cette fourchette peut être symptomatique d'un problème de qualité de l'eau nécessitant une enquête plus approfondie.

VALEURS CIBLES TRANSFRONTALIÈRES

Les pays qui partagent des eaux transfrontalières sont encouragés à collaborer pour fixer des valeurs cibles. Des valeurs cibles différentes dans des pays voisins peuvent conduire à des classifications différentes d'un même plan d'eau, par exemple si le pays A fixe des valeurs cibles plus souples que le pays B. Cela peut conduire à ce qu'une eau de même qualité soit classée comme bonne d'un côté d'une frontière internationale, et comme non bonne de l'autre.

La qualité et la quantité des eaux transfrontalières sont inextricablement liées. Les efforts de collaboration visant à fixer des valeurs cibles pour les eaux transfrontalières sont souvent reconnus dans les accords bilatéraux et multilatéraux, ou d'autres arrangements formels, entre les pays riverains. Ces efforts fournissent un cadre de coopération et font partie du rapport sur l'indicateur 6.5.2 des ODD relatif à la coopération en matière d'eaux transfrontalières. Les arrangements transfrontaliers existants, tels que les organismes de bassin et les cadres régionaux de reporting, offrent une plateforme permettant d'harmoniser les unités de reporting hydrologique et de coordonner les efforts de fixation d'objectifs. La consultation de ces organisations et organismes pourrait fournir des orientations et des informations utiles pour garantir l'harmonisation de la fixation d'objectifs transfrontaliers.

SPÉCIFICITÉ DES VALEURS CIBLES

Lors de la collecte des données de référence de 2017, de nombreux pays ont choisi d'appliquer des valeurs cibles valables pour l'ensemble des masses d'eau d'un même type sur leur territoire. Cette approche est plus simple à mettre en œuvre que la définition d'objectifs spécifiques pour chaque masse d'eau et peut s'avérer utile pour certains paramètres, tels que l'oxygène dissous ou le pH. Cependant, ces objectifs généraux ne tiennent pas compte de la diversité naturelle des masses d'eau et peuvent donc ne pas permettre de protéger la qualité de l'eau, entravant ainsi les progrès vers la réalisation de la cible 6.3 des ODD.



Les pays sont encouragés à définir des cibles spécifiques lorsque les ressources et les informations sont disponibles. La figure 2 illustre les différents niveaux auxquels des cibles spécifiques peuvent être définies. Ceux-ci se résument comme suit :

- Au niveau national : une valeur numérique unique (ou une fourchette) pour chaque type de masse d'eau, pour chaque paramètre déclaré. Par exemple, une valeur unique pour les rivières, une autre pour les lacs et une troisième pour les eaux souterraines.
- Niveau du district de bassin de déclaration (RBD) – un ensemble d'objectifs définis spécifiquement pour chaque RBD. Un pays peut décider que les RBD sont suffisamment différents pour justifier leurs propres valeurs cibles.
- Niveau de typologie d⁴ : un ensemble d'objectifs pour chaque type de masse d'eau identifié dans le pays. Par exemple, une rivière de haute montagne dans une région à forte pluviométrie annuelle, ou un aquifère d'une lithologie particulière.
- Niveau des masses d'eau – un ensemble d'objectifs pour chaque masse d'eau spécifique.
- Au niveau des stations de surveillance – des valeurs cibles spécifiques pour les stations de surveillance. Cela ne serait nécessaire que dans les cas où la qualité naturelle de l'eau varie fortement d'un endroit à l'autre. Dans ces cas, il est conseillé de diviser la masse d'eau en plusieurs unités présentant une qualité d'eau homogène.

En réalité, une combinaison de niveaux peut s'avérer appropriée au sein d'un même pays. Dans certains cas, il peut s'avérer plus efficace de définir un objectif national pour certains paramètres, tandis que pour d'autres, des objectifs spécifiques peuvent être préférables afin de garantir la protection de la qualité de l'eau. En pratique, le niveau le plus spécifique appliqué est généralement celui du type de masse d'eau, mais il peut y avoir des cas où une plus grande spécificité est nécessaire.

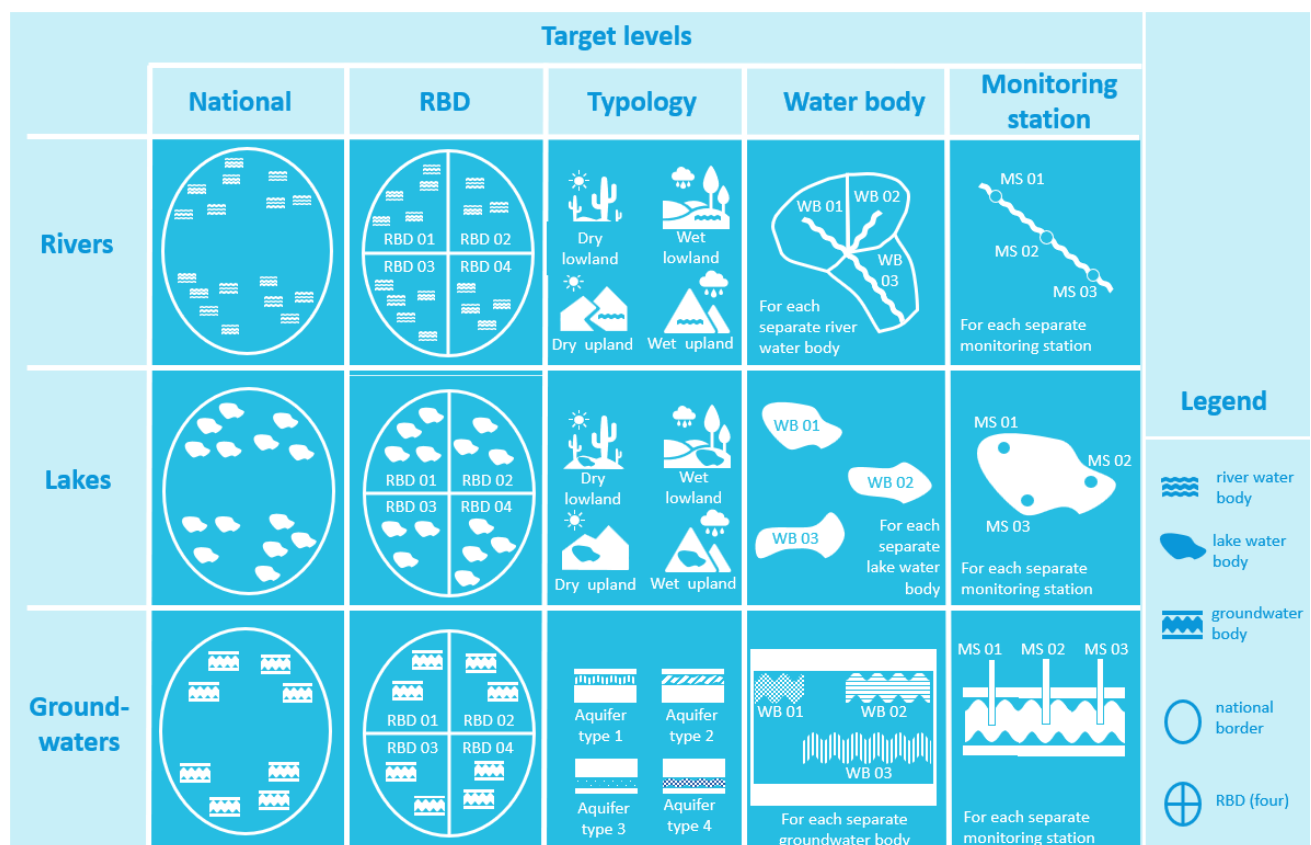


Figure 2 : Exemple illustrant les différents niveaux de valeurs cibles spécifiques applicables aux masses d'eau, allant des niveaux de surveillance les plus généraux au niveau national aux niveaux les plus spécifiques au niveau des stations de surveillance

⁴ Système de classification des masses d'eau fondé sur des caractéristiques telles que la taille du bassin versant, la géologie sous-jacente, l'altitude, le climat et la pente. Le Cadre pour la gestion des écosystèmes d'eau douce (PNUE, 2017) fournit des orientations spécifiques pour définir ces typologies.



La variation naturelle des masses d'eau signifie que des valeurs cibles locales, plus spécifiques, sont plus efficaces pour protéger la qualité de l'eau que des objectifs généraux au niveau national. Les cibles spécifiques sont plus sensibles aux différences locales de qualité de l'eau. Par exemple, si la géologie sous-jacente change le long du cours d'une rivière, cela peut se traduire par une augmentation des mesures de conductivité électrique (CE) lorsque la rivière passe des hautes terres aux basses terres. Une valeur cible de CE élevée, pertinente pour les sites de plaine, peut ne pas convenir aux sites de haute altitude. La meilleure approche dans ce cas serait de fixer deux valeurs cibles distinctes reflétant les valeurs de référence naturellement différentes de la CE : une valeur faible pour les masses d'eau et les stations de surveillance de haute altitude, et une valeur plus élevée pour les sites de plaine. Un bon exemple de cette approche est présenté dans Tableau2 . Cet exemple, fourni par le Conseil australien et néo-zélandais pour l'environnement et la conservation (ANZECC), est un extrait des lignes directrices sur la qualité de l'eau publiées en 2000 (ANZECC/ARMCANZ, 2000). Les deux pays ont été divisés en grandes régions géographiques, puis subdivisés en fonction des zones climatiques et des zones administratives. Au sein de chaque zone définie, un ensemble de valeurs de référence par défaut a été établi, pouvant être utilisé à la place d'informations locales spécifiques. Tableau2 présente les valeurs définies pour le sud-est de l'Australie.



Tableau 2 : Valeurs seuils par défaut de la qualité de l'eau pour le sud-est de l'Australie pour les cinq groupes de paramètres principaux (Source : ANZECC/ARMCANZ, 2000).

Type d'écosystème	TP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	TN ($\mu\text{g L}^{-1}$)	DO (% de saturation)		pH		EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	
			limite inférieure	limite supérieure	limite inférieure	limite supérieure	limite inférieure	limite supérieure
Rivière de haute altitude (>150 m)	20	250	90	110	6,5	7,5	30 ^a	350 ^a
Rivière de plaine	50	500	85	110	6,5	8,0	125 ^b	2200 ^b
Lacs et réservoirs	10	350	80	110	7	8,5	20 ^c	30 ^c

^a La conductivité des cours d'eau de montagne varie en fonction de la géologie du bassin versant. On observe des valeurs faibles dans les régions alpines de l'État de Victoria (30 $\mu\text{S cm}^{-1}$) et dans les hautes terres orientales (55 $\mu\text{S cm}^{-1}$), et des valeurs élevées (350 $\mu\text{S cm}^{-1}$) dans les rivières de Nouvelle-Galles du Sud. Les rivières de Tasmanie se situent dans la moyenne (90 $\mu\text{S cm}^{-1}$).

^b Les rivières de plaine peuvent présenter une conductivité plus élevée pendant les périodes de faible débit et si le système reçoit des apports d'eau souterraine salée. On observe des valeurs faibles dans les hautes terres orientales de l'État de Victoria (125 $\mu\text{S cm}^{-1}$) et des valeurs plus élevées dans les plaines occidentales et les plaines septentrionales de l'État de Victoria (2200 $\mu\text{S cm}^{-1}$). Les rivières côtières de Nouvelle-Galles du Sud se situent généralement dans une fourchette de 200 à 300 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

^c La conductivité dans les lacs et les réservoirs est généralement faible, mais varie en fonction de la géologie du bassin versant. Les valeurs fournies sont représentatives des lacs et réservoirs de Tasmanie.

L'approche a utilisé la distribution statistique des données de référence collectées dans chacune des cinq régions géographiques pour des écosystèmes légèrement à modérément perturbés pour chacun des paramètres indiqués. Les 80e et/ou 20e centiles des données de référence ont été utilisés pour définir les valeurs répertoriées. De plus amples détails et une discussion complète des méthodes sont disponibles dans ANZECC/ARMCANZ (2000).

L'état trophique naturel des eaux de surface (Thomas *et al.*, 1996) est un autre élément important à prendre en compte lors de la fixation des valeurs cibles. L'eutrophisation naturelle est un processus qui prend des siècles dans les lacs et se caractérise par une évolution lente de la productivité et l'augmentation associée de la biomasse et des sédiments. Il ne faut pas la confondre avec l'eutrophisation artificielle ou anthropique induite par les activités humaines. Très peu de lacs dans le monde sont exempts d'apports anthropiques et, en l'absence de données sur la qualité de l'eau avant la perturbation, la meilleure approche consiste à s'appuyer sur l'avis d'experts concernant l'état trophique naturel d'un lac. Afin d'illustrer la fourchette des valeurs cibles pouvant s'appliquer aux eaux de surface présentant différents états trophiques, le tableau3 du document REF_Ref30491381 \h * MERGEFORMAT répertorie les différentes fourchettes de phosphore total associées à chaque état trophique dans les lacs et les rivières canadiens (CCME, 2004).

Tableau 3 : Exemple de classification des eaux de surface canadiennes en fonction des concentrations de phosphore total (CCME, 2004)

Statut trophique	Phosphore total ($\mu\text{g P L}^{-1}$)
Ultra-oligotrophique	< 4
Oligotrophique	4-10
Mésotrophique	10-20
Meso-eutrophique	20-35
Eutrophique	35-100
Hyper-eutrophique	> 100

VALEURS CIBLES FACULTATIVES

Cette section a été élaborée en réponse aux demandes des pays qui souhaitent disposer d'orientations plus complètes concernant les valeurs cibles mondiales pour chacun des groupes de paramètres fondamentaux. Elle reconnaît que, bien qu'il soit possible de définir des valeurs numériques reflétant une bonne qualité de l'eau à l'échelle mondiale, ces valeurs ne sont probablement pas les plus appropriées et pourraient ne pas suffire à protéger la santé humaine et celle des écosystèmes aux niveaux national ou local. L'adoption d'une approche « universelle » ne tient pas compte des variations naturelles de la qualité de l'eau décrites ci-dessus, mais les valeurs cibles facultatives proposées ici peuvent



être utilisées à court terme, en l'absence de valeurs cibles nationales. Elles fournissent un point de référence auquel les valeurs cibles nationales peuvent être comparées.

Cette section recommande *des fourchettes* de valeurs cibles pour chacun des groupes de paramètres clés. Ces fourchettes sont issues de plusieurs sources : le FFEM (ONU Environnement 2017), celles utilisées dans d'autres juridictions et des articles de revues scientifiques. Les pays ayant déjà mis en place des valeurs cibles sont encouragés à comparer leurs propres valeurs à ces fourchettes pour voir si elles concordent globalement ou pour évaluer leur écart. Les pays qui n'ont actuellement pas de cibles en place peuvent adopter ces valeurs à court terme jusqu'à ce que des données suffisantes soient disponibles pour établir des cibles plus pertinentes, et donc plus appropriées.

La proximité des objectifs communiqués par les pays par rapport à ces valeurs cibles facultatives permettra de mieux cerner les différentes approches adoptées par les pays et le degré de souplesse dont ils ont fait preuve dans la classification de leurs masses d'eau. On s'attend à ce que la majorité des valeurs cibles communiquées par les pays se situent dans la fourchette de ces valeurs facultatives ou s'en approchent, mais il est également admis qu'il y aura bien sûr des exceptions. Les pays pourraient être invités à fournir des informations supplémentaires sur le choix de leurs valeurs cibles au cours de la période d'évaluation post-collecte de données en 2021, afin de mieux comprendre les approches adoptées.

Tableau 4 : Valeurs cibles facultatives pour les différents types de masses d'eau

Groupe de paramètres	Paramètre	Type de cible	Rivières	Lacs	Eaux souterraines
Oxygénation	Oxygène dissous	plage	80 – 120 (% sat)	80 – 120 (% sat)	-
Salinité	Conductivité électrique	supérieure	500 $\mu\text{S cm}^{-1}$	500 $\mu\text{S cm}^{-1}$	500 $\mu\text{S cm}^{-1}$
Azote	Azote total	supérieur	700 $\mu\text{g N l}^{-1}$	500 $\mu\text{g N l}^{-1}$	-
	Azote oxydé	supérieure	250 $\mu\text{g N l}^{-1}$	250 $\mu\text{g N l}^{-1}$	250 $\mu\text{g N l}^{-1}$
Phosphore	Phosphore total	limite supérieure	20 $\mu\text{g P l}^{-1}$	10 $\mu\text{g P l}^{-1}$	-
	Orthophosphate	limite supérieure	10 $\mu\text{g P l}^{-1}$	5 $\mu\text{g P l}^{-1}$	-
Acidification	pH	plage	6 – 9	6 – 9	6 – 9

Source : données issues de plusieurs sources (figures 3 à 9) ; pour plus de détails, voir l'annexe 1

ÉTAT DE L'OXYGÈNE

Au cours de la collecte de données de 2017, **l'état de l'oxygène** a le plus souvent été mesuré et rapporté à l'aide de l'oxygène dissous. Des concentrations élevées d'oxygène dissous (OD) sont essentielles à la bonne santé des écosystèmes aquatiques afin de permettre la respiration de l'ensemble du biote aérobie. La demande biochimique et la demande chimique en oxygène (DBO et DCO respectivement) sont proposées comme alternatives au sein de ce groupe de paramètres, mais elles sont plus utiles pour la classification des eaux recevant des effluents. Idéalement, l'OD est mesurée *in situ* à l'aide d'un capteur d'oxygène, mais il existe des méthodes permettant de fixer chimiquement l'oxygène présent dans l'échantillon d'eau en vue d'une analyse en laboratoire (Ballance, 1996).

La fourchette cible facultative pour l'oxygène dissous se situe entre 80 et 120 % de saturation.

Les niveaux d'OD fluctuent naturellement en fonction de la température, de la salinité et de l'activité biologique. La turbulence à la surface d'une rivière, au niveau des rapides ou des chutes d'eau peut augmenter les concentrations d'oxygène. L'activité photosynthétique de la flore aquatique et la respiration des organismes aquatiques peuvent également influencer les concentrations au cours de la journée et selon les saisons. Même une baisse de courte durée



de l'OD peut affecter le fonctionnement et la survie des communautés aquatiques. Par exemple, une baisse en dessous de 2 mg L^{-1} peut entraîner la mort de la plupart des poissons (Chapman et Kimstach, 1996).

Les objectifs pour l'OD sont rarement fixés pour l'usage ou la consommation humaine, bien que les consommateurs puissent signaler des problèmes de goût et d'odeur dans les approvisionnements en eau présentant de faibles concentrations. En revanche, l'OD est universellement inclus comme indicateur de la qualité de l'eau pour la santé des écosystèmes en raison de son impact sur de nombreux processus biologiques et chimiques. La fixation d'objectifs en pourcentage de saturation peut être plus pertinente que celle de concentrations (mg L^{-1}) en raison de l'influence de la salinité, de la température et de la pression atmosphérique sur la concentration mesurée.

Il est essentiel de comprendre l'influence majeure de la température sur la saturation en oxygène des eaux douces lors de la fixation des objectifs de DO. L'impact de la température sur la saturation en oxygène est illustré dans le tableau 5 de l' . La concentration mesurée en OD de $6,8 \text{ mg L}^{-1}$ dans une eau à 25°C correspond à une saturation de 82,4 %, alors que dans une eau plus froide à 10°C , cette même concentration correspondrait à une saturation de 60,3 %. Dans une eau à 10°C , la concentration mesurée en oxygène dissous devrait être de $9,3 \text{ mg L}^{-1}$ pour dépasser 80 % de saturation. C'est le pourcentage de saturation qui indique la quantité d'oxygène disponible pour le biote, et non la concentration.

Tableau 5 : Influence de la température sur la saturation en oxygène dans les eaux douces

Concentration mesurée en OD (mg L^{-1}) *	Température de l'eau ($^\circ\text{C}$)	Pourcentage de saturation (%)
6,8	25	82,4
6,8	10	60,3
9,3	10	82,5

* calculé à partir d'une pression barométrique de 760 mm Hg et d'une conductivité électrique de $500 \mu\text{S cm}^{-1}$

Source : <https://water.usgs.gov/software/DOTABLES/>

La figure3 présente diverses valeurs cibles de DO, en mg L^{-1} , provenant de pays de différentes régions du monde. Elle résume également les valeurs rapportées lors de la collecte de données de 2017, présentées sous forme de médiane des valeurs cibles les plus basses rapportées. Il convient de noter que le Canada applique une valeur cible de 6 mg L^{-1} pour les eaux chaudes et une valeur cible de $9,5 \text{ mg L}^{-1}$ pour les eaux froides (la définition des termes « chaud » et « froid » n'est pas fournie).

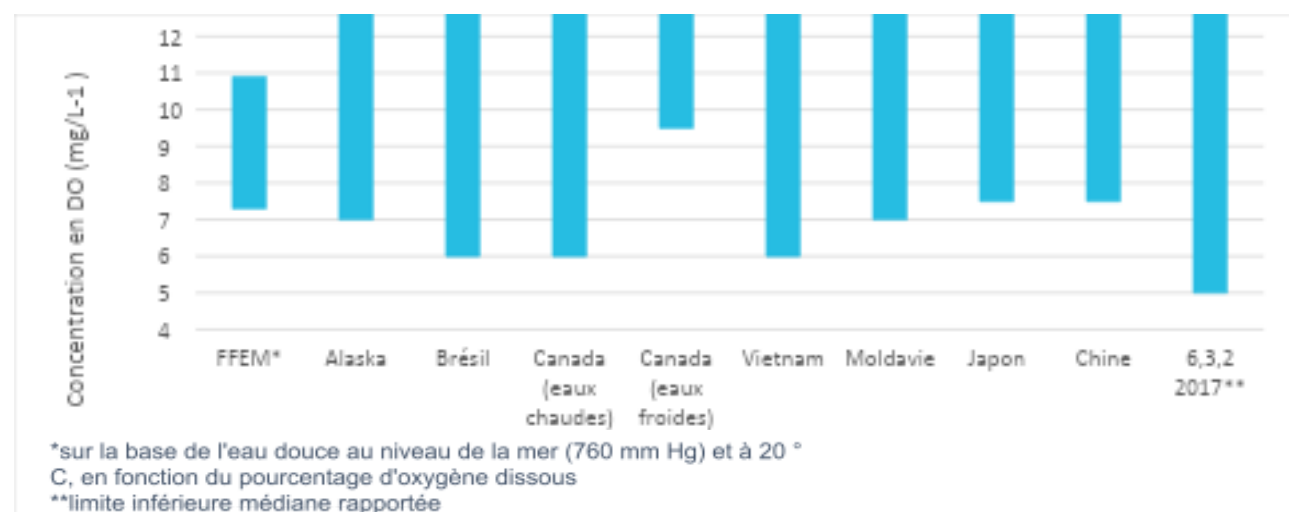


Figure 3 : Exemples de valeurs cibles de concentration en oxygène dissous utilisées dans plusieurs pays et résumé de celles rapportées lors de la collecte de données de 2017 (Source : données provenant de multiples sources, voir l'annexe 1)

La figure4 présente divers exemples de cibles de pourcentage de saturation utilisées dans différentes juridictions ainsi qu'un résumé de celles utilisées lors de la collecte de données de 2017. La figure indique également la fourchette cible facultative de **80 à 120 % de saturation**. Cette fourchette cible est conforme au FFEM (ONU Environnement, 2017).



La fourchette cible suggérée de 80 à 120 % de saturation en OD peut s'avérer trop large pour protéger les eaux vierges. Des fourchettes cibles plus strictes pourraient s'avérer applicables sur la base de l'examen des données historiques ou à mesure que les données sont collectées au fil du temps.

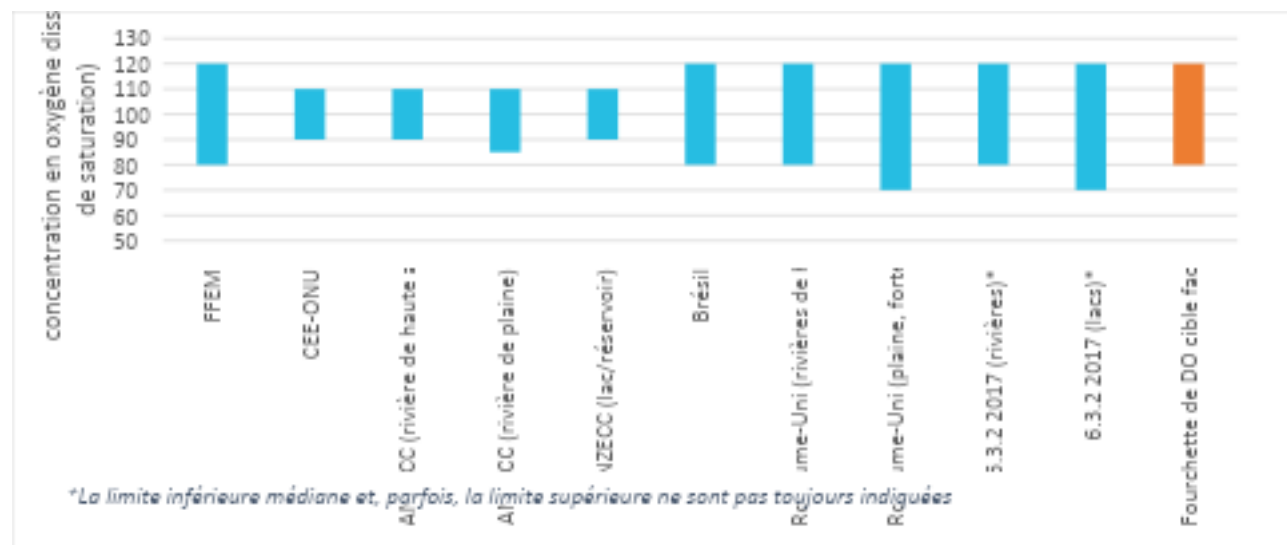


Figure 4 : Exemples de cibles de pourcentage de saturation en oxygène utilisées dans plusieurs pays, résumé de celles rapportées lors de la collecte de données de 2017 et fourchette suggérée (Source : données provenant de multiples sources, voir annexe 1)

SALINITÉ

Le paramètre le plus couramment rapporté pour le groupe de paramètres de salinité en 2017 était la conductivité électrique (CE). Les données de conductivité électrique aident à caractériser un milieu aquatique, et les données à long terme fournissent des informations permettant de déterminer si la salinisation est un problème. La salinisation est particulièrement pertinente pour les masses d'eau souterraines dans les zones côtières où un prélèvement excessif peut entraîner une intrusion d'eau de mer. De plus, la CE peut servir d'indicateur pour les rejets d'effluents contenant des composés ioniques, ainsi que pour d'autres apports anthropiques provenant de sources agricoles.

En l'absence de données suffisantes, une valeur cible inférieure à $500 \mu\text{S cm}^{-1}$ pour la conductivité électrique est suggérée. Il est préférable et recommandé de définir des objectifs plus précis en utilisant une fourchette comprise entre les 10^e et 90^e centiles d'une période ou d'un site de surveillance de référence.

Naturellement, les concentrations de conductivité électrique en eau douce peuvent varier entre 10 et $1\,000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Chapman et Kimstach, 1996), mais il existe des exceptions. La lithologie du substrat rocheux sous-jacent au bassin versant et la proximité de la côte sont les principaux déterminants de l'EC. Un substrat rocheux plus sensible à l'érosion entraînera une plus grande dissolution des minéraux dans les roches, ce qui se traduira par des concentrations d'EC plus élevées. De même, les bassins versants côtiers peuvent présenter des concentrations d'EC plus élevées car ils sont exposés à des dépôts atmosphériques de sel plus importants.

Il existe très peu d'exemples de concentrations de conductivité électrique dans les normes nationales de qualité environnementale pour les eaux ambiantes. Cela s'explique par la grande variabilité naturelle des concentrations de conductivité électrique, où des valeurs élevées ou faibles reflètent simplement les caractéristiques naturelles du bassin versant. Cela n'a aucun rapport avec le fait qu'un plan d'eau soit affecté ou non. Pour cette raison, la fixation d'une valeur cible nationale pour la CE est déconseillée et les pays sont plutôt invités à fixer des cibles plus spécifiques et à considérer tout écart par rapport à cette condition de référence comme un non-respect de la cible. Cette approche a été utilisée en Afrique du Sud, où les cibles sont définies comme *un écart de 15 % par rapport à la condition non affectée* (DWAf, 1996). Une étude de cas plus récente et détaillée est disponible sur la plateforme de soutien de l'indicateur 6.3.2.



Lors de la collecte de données de 2017, les valeurs cibles de la conductivité (EC) déclarées variaient considérablement, et certains pays ont choisi de déclarer la charge totale en solides dissous (TDS) plutôt que la conductivité (EC). Ces deux paramètres sont liés, et une corrélation entre les deux peut être obtenue en multipliant la conductivité (EC) par une valeur comprise entre 0,55 et 0,75, mais ce facteur est spécifique à chaque masse d'eau (Chapman et Kimstach, 1996).

Une valeur cible indicative de **500 $\mu\text{S cm}^{-1}$** est proposée en l'absence d'informations plus précises pour orienter les objectifs. Cette valeur est inférieure à la plupart de celles rapportées lors de la collecte de données de 2017 (la valeur cible médiane pour les RBD des eaux de surface était de 800 $\mu\text{S cm}^{-1}$), mais, faute d'informations plus fiables sur les conditions de référence des masses d'eau, elle peut servir de valeur cible provisoire. Cette valeur cible correspond à celle suggérée par Carr et Rickwood (2008) et Srebotak *et al.* (2012) et s'aligne également sur la moyenne mondiale de conductivité électrique (CE) d'environ 220 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (convertie à partir de la concentration totale en solides dissous) rapportée pour les rivières à l'échelle mondiale (Weber-Scannell et Duffy, 2007). Toutefois, elle ne convient pas aux masses d'eau dont les concentrations naturelles de conductivité sont nettement supérieures ou inférieures ; mais en l'absence d'informations historiques ou de référence, cette valeur constitue un objectif intermédiaire approprié.

AZOTE

L'azote est un nutriment essentiel pour la vie aquatique, mais les apports d'origine anthropique supérieurs aux niveaux naturels peuvent avoir des effets néfastes sur les écosystèmes d'eau douce. Certaines formes d'azote peuvent également avoir des effets toxiques directs sur les espèces, comme de très faibles concentrations d'ammoniac non ionisé sur les poissons d'eau douce (Ip *et al.*, 2001)

La valeur cible facultative pour le TN est de **700 $\mu\text{g N L}^{-1}$** pour les rivières et de **500 $\mu\text{g N L}^{-1}$** pour les lacs. Pour le TON, elle est de **250 $\mu\text{g N L}^{-1}$** pour les rivières et de **150 $\mu\text{g N L}^{-1}$** pour les lacs.

Pour satisfaire aux exigences de déclaration relatives au groupe de paramètres azotés, les pays peuvent choisir de déclarer toute forme d'azote présente dans les eaux douces, qu'il s'agisse de formes inorganiques, organiques, particulières ou dissoutes. Toutes ces formes peuvent être surveillées individuellement ou, à défaut, déclarées sous forme d'azote total (TN) ou d'autres combinaisons telles que l'azote Kjeldahl (TN moins les nitrates et les nitrites).

L'azote inorganique existe sous divers états d'oxydation, notamment sous forme de nitrate, de nitrite, d'ammoniac et d'azote moléculaire, et subit de nombreuses transformations biologiques et non biologiques dans le cadre du cycle de l'azote. La forme d'azote choisie pour la surveillance dépend des objectifs du programme de surveillance, mais l'azote total oxydé (TON) est recommandé dans la méthodologie car il est plus simple à mesurer par analyse que d'autres formes, y compris le nitrate (NO_3^-) seul. Dans la plupart des cas, la fraction de nitrites (NO_2^-) du TON dans les eaux de surface représente moins de 1 % du total ; par conséquent, d'un point de vue pratique, le TON et le nitrate sont considérés comme identiques. Il existe des kits permettant la surveillance *in situ* du TON, mais l'analyse des échantillons en laboratoire offre une précision et une exactitude supérieures.

Le TN est surveillé par de nombreuses juridictions et est souvent inclus dans les directives sur la qualité de l'eau ambiante, car il donne la concentration totale de toutes les formes d'azote dans un échantillon. Cela fournit des informations sur le bilan azoté global des systèmes aquatiques. L'inconvénient est que le TN est plus difficile à mesurer par analyse que les formes inorganiques dissoutes.

Les figures 5 et 6 ci-dessous présentent les différentes concentrations de TN et d'azote oxydé utilisées dans certains pays.

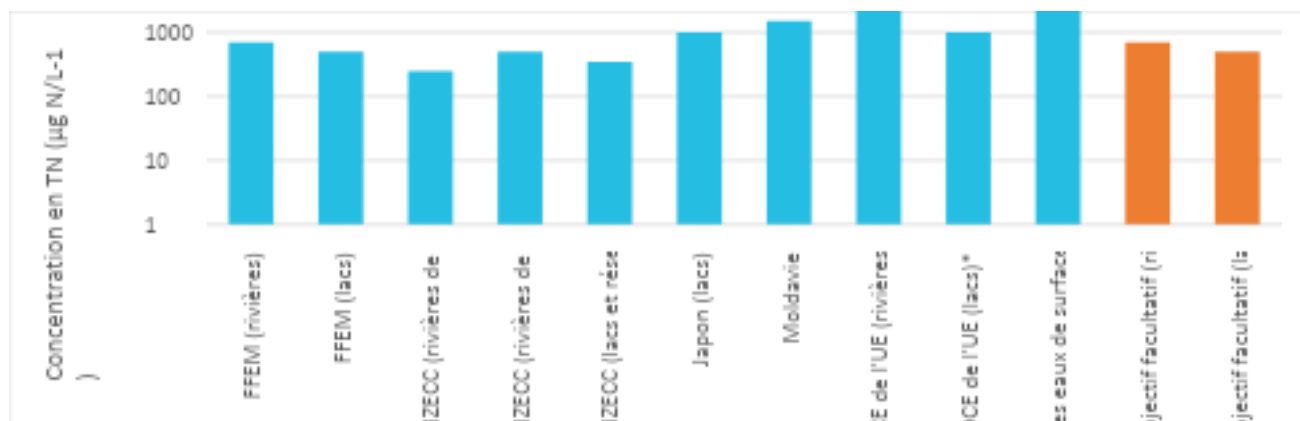


Figure 5 : Exemples de valeurs cibles de concentration en azote total utilisées dans différents pays (Source : données provenant de multiples sources, voir l'annexe 1)

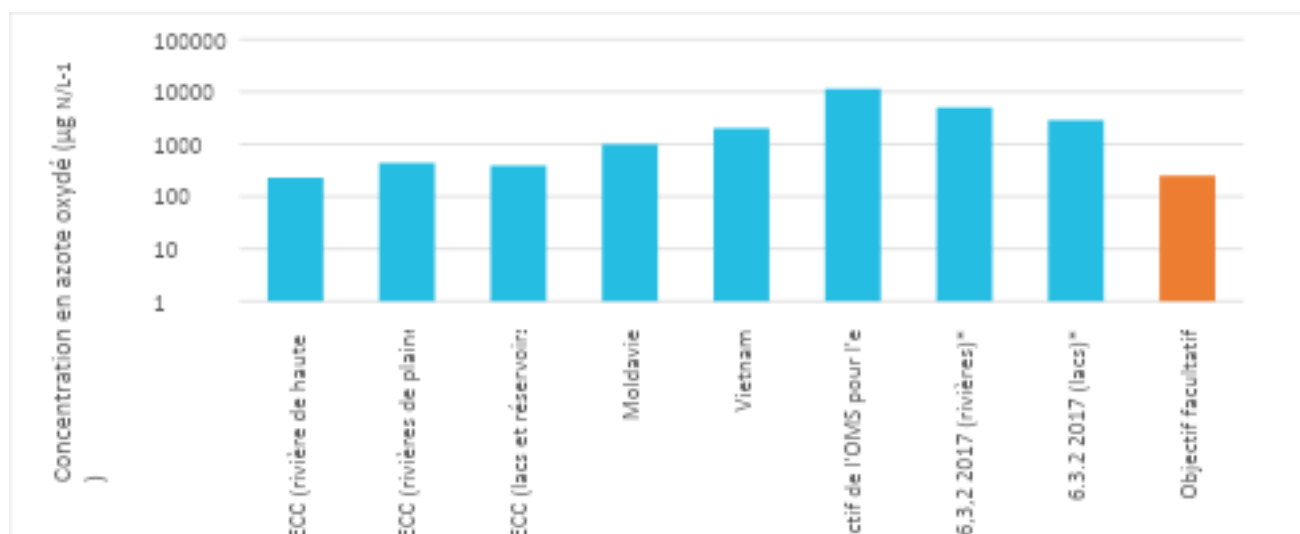


Figure 6 : Exemples d'objectifs de concentration d'azote oxydé utilisés dans différents pays et synthèse de ceux communiqués lors de la collecte de données de 2017 (Source : données provenant de plusieurs sources, voir l'annexe 1)

PHOSPHORE

Le phosphore est un nutriment essentiel pour l'ensemble du biote. Dans les systèmes aquatiques, il se présente sous plusieurs formes : sous forme inorganique dissoute, comme les ions orthophosphates (PO_4^{3-}) ; lié à des particules ; lié à des particules organiques ; ou sous forme organique dissoute. La forme la plus facilement assimilable par les plantes aquatiques est la forme inorganique dissoute.

La valeur cible facultative pour le TP est de **20 $\mu\text{g P L}^{-1}$** pour les rivières et de **10 $\mu\text{g P L}^{-1}$** pour les lacs. Pour l'orthophosphate, elle est de **10 $\mu\text{g P L}^{-1}$** pour les rivières et de **5 $\mu\text{g P L}^{-1}$** pour les lacs.

Dans la plupart des écosystèmes d'eau douce qui se trouvent dans un état naturel ou quasi naturel, le phosphore est souvent le nutriment limitant pour la productivité primaire. Dans ces systèmes, de faibles augmentations de la concentration en phosphore peuvent entraîner une croissance spectaculaire des algues, alors que des augmentations similaires de la concentration en azote seules peuvent ne pas avoir d'effet comparable.

Pour la collecte de données indicatrices, l'orthophosphate (OP) est la forme de phosphore la plus simple à mesurer. Il existe plusieurs types de kits de test sur le terrain, mais c'est en laboratoire que l'on obtient la plus grande précision et les meilleures limites de détection. Les concentrations de phosphore dans un échantillon peuvent varier avec le temps si celui-ci n'est pas stabilisé ; par conséquent, pour éviter toute modification des formes de phosphore, il est recommandé d'analyser les échantillons dans les 24 heures.



De nombreuses juridictions ont déjà intégré le phosphore total (PT) dans leurs programmes de surveillance. Le phosphore total comprend toutes les formes de phosphore présentes dans un échantillon. Il est mesuré en les convertissant, par digestion chimique sous haute pression et à haute température, en formes inorganiques qui sont ensuite mesurées. La quantité totale de phosphore contenue dans un échantillon peut indiquer le potentiel d'impacts à long terme liés au phosphore lié aux particules qui peuvent se déposer sous forme de sédiments, puis servir de source de phosphore si elles sont remobilisées à l'avenir.

Les objectifs facultatifs pour le TP présentés ici dans la figure 7 s'inspirent des travaux du FFEM (ONU Environnement, 2017).

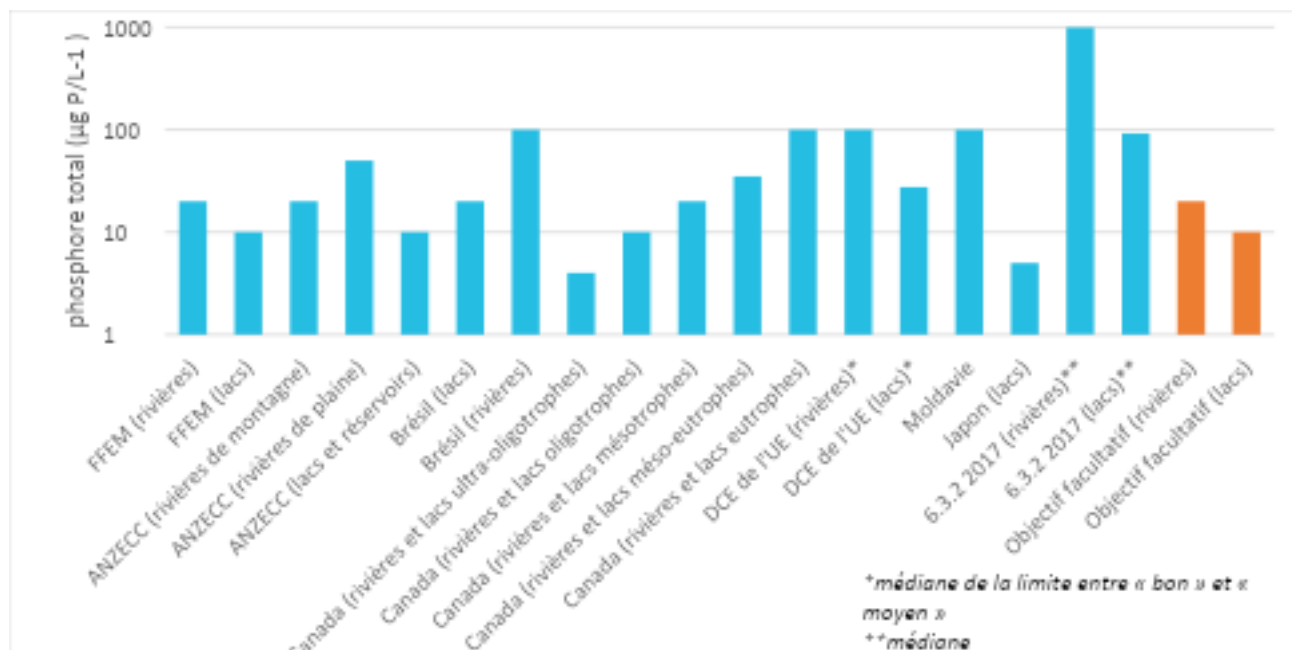


Figure 7 : Exemples d'objectifs de concentration de phosphore utilisés dans différents pays et résumé de ceux rapportés lors de la collecte de données de 2017 (Source : données provenant de multiples sources, voir annexe 1)

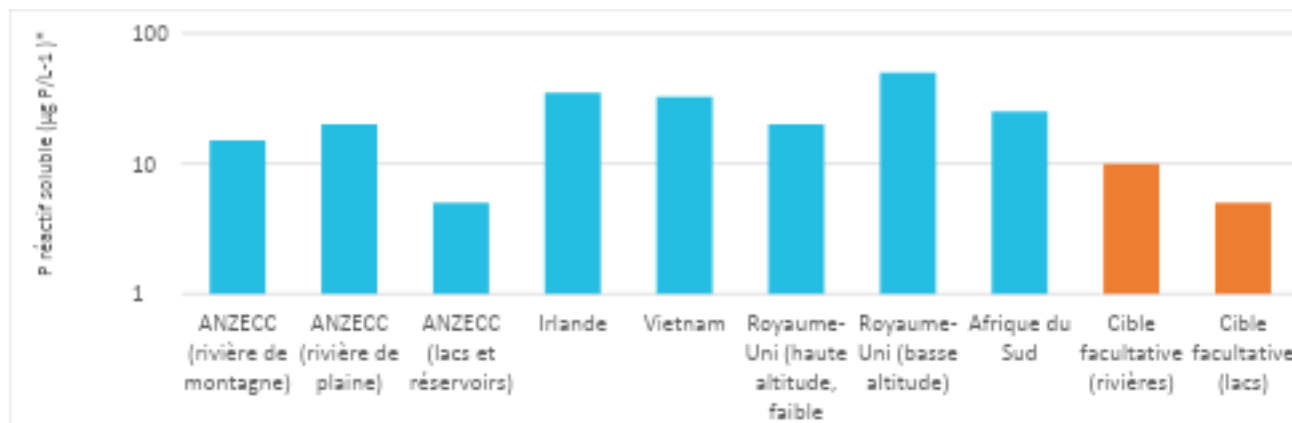


Figure 8 : Exemples d'objectifs de concentration en phosphate réactif soluble utilisés dans les pays (Source : données provenant de multiples sources, voir annexe 1)

ACIDIFICATION

Le groupe de paramètres **relatifs à l'acidification** est le plus souvent rapporté à l'aide du paramètre pH. Le pH est l'un des paramètres de qualité de l'eau ambiante les plus couramment mesurés en raison de son influence sur de nombreux processus biologiques et chimiques. Il s'agit d'une mesure de l'activité des ions hydrogène dans l'eau. La mesure du pH est utile pour caractériser le milieu aquatique et fournit des informations au fil du temps sur le fait qu'un milieu aquatique est soumis à une acidification. Les dépôts atmosphériques de composés soufrés et azotés peuvent

La fourchette cible facultative pour le pH est comprise entre 6,0 et 9,0



entraîner l'acidification des eaux de surface. Cela constitue un sujet de préoccupation dans les zones où la combustion de combustibles fossiles par des sources industrielles et domestiques est importante. Les sources ponctuelles de pollution, telles que les effluents industriels ou le drainage minier acide, peuvent également entraîner une acidification détectable des eaux douces. L'acidification peut être particulièrement préoccupante dans les masses d'eau situées dans des zones où la capacité tampon est faible, par exemple dans les zones où l'eau présente naturellement une faible dureté et une faible alcalinité.

La plupart des eaux douces sont naturellement proches de la neutralité (pH 7), mais elles peuvent être naturellement acides en aval des tourbières ou d'autres zones humides, ou légèrement alcalines si la géologie sous-jacente est calcaire. Le pH d'un cours d'eau peut varier considérablement en très peu de temps en réponse à l'évolution des conditions hydrologiques. L'ampleur des variations de pH pour un cours d'eau donné peut être mieux comprise grâce à l'analyse d'ensembles de données à long terme comprenant des données collectées en période de crue et d'étiage. Cela permettra de définir ce qui est « normal » pour un cours d'eau.

La figure 9 résume les plages de pH cibles utilisées dans diverses juridictions pour la protection des écosystèmes et de la vie aquatique. Elle présente également la plage de pH suggérée dans le FFEM (ONU Environnement, 2017), un résumé des valeurs rapportées lors de la collecte de données de 2017, ainsi que la plage facultative de **pH 6,0 à pH 9,0** que les pays pourraient adopter pour la collecte de données de 2020.

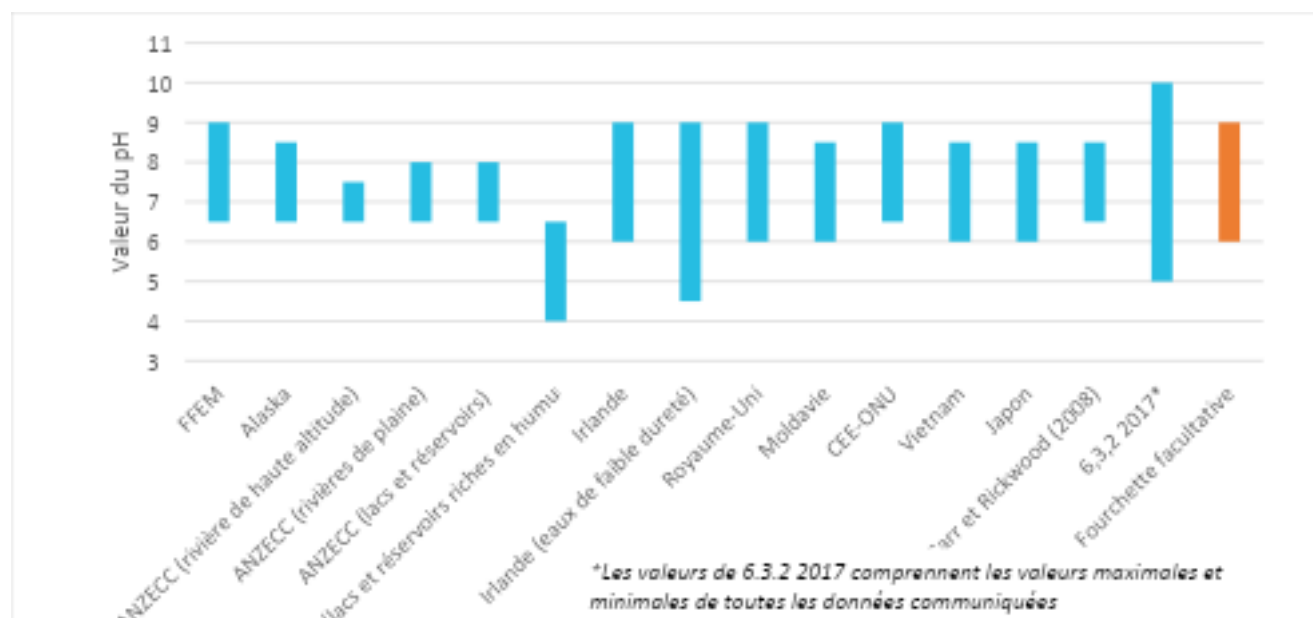


Figure 9 : Exemples d'objectifs de pH. Chaque colonne représente les limites supérieure et inférieure pour chaque juridiction/cadre (Source : données provenant de multiples sources, voir annexe 1)

La fourchette de pH recommandée, **comprise entre 6,0 et 9,0**, peut s'avérer soit trop large, soit trop restrictive pour être appliquée à l'échelle nationale, et il peut être justifié de l'adapter aux conditions locales. Lorsque la qualité de l'eau peut régulièrement descendre en dessous de ce niveau (par exemple, lorsque les eaux sont connues pour leur faible dureté et, par conséquent, leur faible capacité tampon), des variations mesurables se produisent en réponse à des précipitations naturellement acides. En Irlande, par exemple, une limite inférieure de pH 4,5 est appliquée aux masses d'eau qui présentent naturellement de faibles valeurs de pH (ministre de l'Environnement, 2009).

COMPARAISON DES MESURES INDIVIDUELLES, DES MOYENNES, DES MÉDIANES OU DES PERCENTILES ?

La méthodologie de l'indicateur ODD 6.3.2 suggère que chaque valeur mesurée soit comparée à sa cible respective. D'autres approches consistent à comparer la moyenne annuelle, le maximum, la médiane ou les percentiles élevés (90e-95e percentiles) à une cible. Il convient de garder cela à l'esprit lors de l'examen des valeurs cibles de l'indicateur ODD 6.3.2 et des normes de qualité de l'eau utilisées dans différentes juridictions. Par exemple, la concentration cible de phosphore réactif soluble pour qu'un cours d'eau soit classé en « bon état », indiquée à la figure 8 à 35 µg P L⁻¹, doit être appliquée aux données moyennes collectées sur une période de 12 mois (Ministre de l'Environnement, 2009). La



comparaison avec les moyennes et les percentiles est utile si l'on dispose de données suffisantes, mais ce n'est pas le cas dans de nombreuses régions du monde. En comparant chaque valeur individuelle à sa cible, la méthodologie peut néanmoins être appliquée même avec très peu d'enregistrements de données.

L'approche valeur par valeur est conçue pour être un modèle inclusif et garantit que les pays disposant de ressources limitées pour la collecte de données de surveillance ne soient pas découragés de communiquer leurs résultats. Elle permet également d'identifier les domaines dans lesquels la surveillance environnementale nationale doit être renforcée et sert d'outil pour déterminer où des ressources de renforcement des capacités seraient utiles. Des exigences minimales en matière de données sont stipulées dans la méthodologie (quatre mesures par an pour les eaux de surface et une pour les eaux souterraines sur une période de trois ans), mais les pays sont encouragés à collecter des données plus fréquemment lorsque les ressources le permettent. Les classifications de l'état des masses d'eau établies à partir d'un nombre de données inférieur au minimum requis se voient attribuer un « indice de confiance » plus faible dans l'analyse des soumissions reçues par le PNUE, afin de garantir qu'il soit clair où les classifications ont été établies à partir d'un faible nombre d'enregistrements.

Les pays qui collectent des données plus fréquemment que le minimum requis peuvent choisir d'adopter l'une des autres méthodes de classification, mais afin de préserver la comparabilité au niveau mondial, ils sont encouragés à utiliser l'approche « valeur par valeur ». Les pays disposant d'un ensemble complet de données peuvent, et une compréhension approfondie

RÉSUMÉ

Les valeurs cibles sont au cœur de la méthodologie des indicateurs des ODD, car elles offrent une méthode simple de classification des masses d'eau. L'une des limites de cette approche réside dans le fait que la classification attribuée est très sensible au choix de la valeur cible utilisée. Le score de l'indicateur rapporté peut s'avérer soit plus positif, soit plus négatif que la réalité. À mesure que les connaissances s'enrichissent au fil du temps, les cibles peuvent être affinées et appliquées rétrospectivement aux données historiques afin de garantir que les informations les plus récentes soient utilisées pour classer les masses d'eau et calculer le score de l'indicateur.

Les valeurs cibles facultatives suggérées ici constituent un point de départ pour les pays qui souhaitent élaborer de nouvelles cibles et un repère par rapport auquel comparer les cibles existantes. Elles s'inspirent d'exemples mondiaux et de la littérature scientifique publiée, mais leur pertinence dans chaque contexte national ne peut être définie que par chaque pays.

Les cibles utilisées pour la communication des indicateurs sont enregistrées par le PNUE. Les pays sont invités à soumettre ces informations en même temps que le score de l'indicateur. Cela permet au PNUE de suivre les différentes approches utilisées par les pays et d'évaluer leur comparabilité.

Les efforts visant à fixer des valeurs cibles plus spécifiques conduiront, à terme, à une classification plus solide des masses d'eau et, par conséquent, à une allocation plus efficace des ressources pour améliorer la qualité de l'eau. Cela permettra de mieux cerner, de manière plus claire et plus fiable, quelles masses d'eau sont menacées.



RESSOURCES COMPLÉMENTAIRES

- Dodds, W K and Oakes, R M. 2004. A technique for establishing reference nutrient concentrations across watersheds affected by humans. *Limnol Oceanogr-Meth.*, 2: 333–341.
- Hawkins, C. P, Olson, J R and Hill, R A. 2010. The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. *J N Am Benthol Soc.*, 29(1): 312–343.
- Herlihy, A T and Sifneos, J D. 2008. Developing nutrient criteria and classification schemes for wadeable streams in the conterminous US. *J N Am Benthol Soc.*, 27(4): 932–948.
- Kilgour, B W and Stanfield, L W. 2006. Hindcasting reference conditions in streams. *Am Fish S S.*, 48: 1–18.
- Phillips G. and Pitt, A. 2016. A comparison of European freshwater nutrient boundaries used for the Water Framework Directive: a report to WG ECOSTAT. University College London (2016). Available at <https://circabc.europa.eu/w/browse/58a2363a-c5f1-442f-89aa-5cec96ba52d7>
- Phillips, G., Kelly, M., Teixeira, H., Salas, F., Free, G., Leujak W, Pitt, J. A., Lyche Solheim A, Varbiro G, Poikane, S. 2018. Best practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status, EUR 29329 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-92906-9, doi:10.2760/84425, JRC112667.
- Smith, R A, Alexander, R B and Schwarz, G E. 2003. Natural background concentrations of nutrients in streams and rivers of the conterminous United States. *Envir Sci Tech.*, 37(14): 2039–3047.
- Soranno, P. A., Wagner, T., Martin, S. L., McLean, C., Novitski, L. N., Provence, C. D., and Rober, A. R. 2011. Quantifying regional reference conditions for freshwater ecosystem management: A comparison of approaches and future research needs. *Lake and Reservoir Management* 27, 138-148.
- UN Environment. 2018. A Framework for Freshwater Ecosystem Management. Volume 4: Scientific Background. Nairobi: UN Environment.

RÉFÉRENCES

- ANZECC/ARMCANZ (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council/ Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand), 2000. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality, Volume 1, The Guidelines (chapters 1-7), Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. Available at: <https://www.waterquality.gov.au/sites/default/files/documents/anzecc-armcanz-2000-guidelines-vol1.pdf>
- Ballance, R., 1996. Field Testing Methods. In Bartram, J. and Ballance, R. (Ed.) *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Published by E&FN Spon on behalf of UN Environment Programme and the World Health Organization. http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/wqmchap11.pdf
- Brazil Resolution CONAMA 357 / 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: Available at <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>
- Carr, G.M. & C.J. Rickwood, 2008. Water Quality Index for Biodiversity. Technical Development Document. Available at: <http://www.unep.org/gemswater/Portals/24154/pdfs/new/2008%20Water%20Quality%20Index%20for%20Biodiversity%20TechDoc%20July%2028%202008.pdf>
- Canadian Council of Ministers of the Environment [CCME], 1999. Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Manitoba.
- Canadian Council of Ministers of the Environment, 2004. Phosphorus: Canadian Guidance Framework for the Management of Freshwater Systems. *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*, 1–5. Available at: <http://cegg-rcqe.ccme.ca/download/en/205>



- Chapman, D. and Kimstach, V., 1996. Selection of water quality variables. In Chapman, D. [Ed.] *Water Quality Assessments – A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Second Edition Published by E&FN Spon on behalf of United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization and United Nations Environment Programme. Available at: https://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/wqachapter3.pdf
- Department of Environmental Conservation, 2016. 18 AAC 70 Water Quality Standards, Amended as of March 5, 2020, Available at: <https://dec.alaska.gov/media/1046/18-aac-70.pdf>
- Department of Water Affairs and Forestry, 1996. *South African Water Quality Guidelines Volume 7 Aquatic Ecosystems*. Pretoria, South Africa.
- Ip, Y.K., S.F. Chew and D.J. Randall. 2001. "Ammonia Toxicity, Tolerance, and Excretion". *Fish Physiology* 20: 109–48. [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(01\)20005-3](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(01)20005-3).
- Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. 2002. Environmental Quality Standards for Surface Water (GB3838-2002). Available at: https://www.codeofchina.com/standard/GB3838-2002.html?gclid=EAIaIQobChMizLX8l5uX5wIVCbTtCh3lwAalEAAAYASAAEgJW6vD_BwE
- Minister for the Environment, 2009 *S.I. No. 272 of 2009 European Communities Environmental Objectives (Surface Waters) Regulations 2009*. Stationery Office, Dublin. Available at: <http://www.irishstatutebook.ie/eli/2009/si/272/made/en/pdf>
- Ministry of the Environment Government of Japan (MoEJ), 1997. Environmental quality standards for water pollution. Ministry of the Environment, Japan. <http://www.env.go.jp/en/water/wq/wp.pdf>
- Ministry of Natural Resources and Environment (MONRE) 2015. QCVN 08-MT:2015/BTNMT: National Technical Regulation on Surface Water Quality (Vietnam Environment Administration (VEA). Available at: <http://cem.gov.vn/storage/documents/5d6f3ecb26484qcvn-08-mt2015btnmt.pdf>
- Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD), 2007. Proposed System of Surface water Quality Standards for Moldova: Technical Report. Available at: <http://www.oecd.org/env/outreach/38120922.pdf>
- Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD), 2008. Surface water regulation in EECCA countries: Directions for reform. Available at: <https://www.oecd.org/env/outreach/41832129.pdf>
- Poikane, S. Kelly, M.G., Herrero, F.S., Pitt, J., Jarvie, H.P., Claussen, U., Leujak, W., Solheim, A.L., Teixeira H., and Phillips, G. 2019. Nutrient Criteria for Surface Waters under the European Water Framework Directive: Current State-of-the-Art, Challenges and Future Outlook. *Science of the Total Environment*. 695. 133888. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133888>
- Srebotnjak, T., Carr, G., de Sherbinin, A. & C. Rickwood, 2012. A global Water Quality Index and hot-deck imputation of missing data. *Ecological Indicators* 17, 108-119.
- Thomas, R., Meybeck, M. and Beim, A., 1996. Lakes. In Chapman, D. [Ed.] *Water Quality Assessments – A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Second Edition Published by E&FN Spon on behalf of United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization and United Nations Environment Programme. Available at: https://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/wqachapter7.pdf?ua=
- UK Technical Advisory Group, Water Framework Directive (UKTAG WFD), 2008. UK Environmental standards and conditions (Phase 1), Final report, April 2008. http://www.wfduk.org/sites/default/files/Media/Environmental%20standards/Environmental%20standards%20phase%201_Finalv2_010408.pdf
- United Nations Economic Commission for Europe (UNECE), 1994. Standard Statistical Classification of Surface Freshwater Quality for the Maintenance of Aquatic Life. In: *Readings in International Environmental Statistics*, New York and Geneva. http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/ceea/archive/Framework/classification_in_environment.pdf



UN Environment, 2017. A Framework for Freshwater Ecosystem Management. Volume 2: Technical guide for classification and target-setting. Nairobi: UN Environment.

Weber-Scannell, P. K., & Duffy, L. K. 2007. Effects of total dissolved solids on aquatic organisms: A review of literature and recommendation for salmonid species. *American Journal of Environmental Sciences*, 3(1), 1–6.
<https://doi.org/10.3844/ajessp.2007.1.6>

World Health Organisation (WHO). 2004. Guidelines for Drinking-Water Quality. Volume 1 Recommendations. 3rd edition, World Health Organization, Geneva

World Health Organisation (WHO). 2006. Fluorides in drinking-water. Bailey, K., Chilton, J., Dahi, E., Lennon, M. Jackson, P., Fawell, J. (Eds.), WHO drinking-water quality series, IWA Publishing, London, UK

World Health Organisation (WHO), 2017. *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum* 4th Edition., Geneva: World Health Organization.



ANNEXES

ANNEXE 1 : TABLEAU DES DOCUMENTS SOURCES ET DES RÉFÉRENCES UTILISÉS DANS LES FIGURES 3 À 9

Country / Document	Figure							Reference
	3	4	5	6	7	8	9	
Alaska	•						•	Department of Environmental Conservation (2016)
Australia / New Zealand		•	•	•	•	•	•	ANZECC/ARMCANZ (2000)
Brazil	•	•			•			Brazil Resolution CONAMA 357 (2005)
Canada	•				•			CCME (2004)
China	•							MEPPRC (2002)
EU WFD			•		•			Poikane <i>et al.</i> (2019)
Ireland						•	•	Minister for the Environment (2009)
Japan	•		•		•		•	MoEJ (1997)
Moldova	•		•	•	•		•	OECD (2007)
FFEM	•	•	•		•		•	UN Environment (2017)
South Africa						•		DWAF (1996)
UNECE		•	•				•	UNECE (1994)
United Kingdom		•				•	•	UK TAG WFD (2008)
Vietnam	•			•		•	•	MONRE (2015)
World Health Organisation				•				WHO (2017)

ANNEXE 2 : EXEMPLE D'UTILISATION DES DONNÉES D'UNE PÉRIODE OU D'UN LIEU DE RÉFÉRENCE

Vous trouverez ci-dessous un exemple concret illustrant comment les données d'une période de référence ou d'un site peuvent être utilisées pour classer une station de surveillance. Les sites de surveillance non affectés, qui sont relativement exempts de pressions sur la qualité de l'eau telles que l'agriculture, les effluents d'eaux usées ou l'exploitation minière, peuvent représenter la qualité de l'eau « de fond » ou « de référence ».

La figure 10 ci-dessous illustre comment les données recueillies au cours d'une période de référence ou à un emplacement de référence peuvent servir à définir des valeurs cibles. Dans cet exemple, les données de référence ont été utilisées pour calculer la médiane ainsi que les ^{10e} et ^{90e} centiles. Les ^{10e} et ^{90e} centiles définissent respectivement les limites inférieure et supérieure de la plage cible et représentent les « conditions de référence » pour la concentration de conductivité électrique (CE). Toute mesure s'écartant de cette plage ne répondrait pas à cette cible. Dans cet exemple, le ^{10e} percentile est de 410 $\mu\text{S cm}^{-1}$ et le ^{90e} de 542,5 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Ces valeurs, comme le montre la figure 10 de , sont représentées par des lignes horizontales pour les périodes de référence et de classification.

La période de référence peut être soit une période durant laquelle la masse d'eau considérée était, de toute évidence, exempte d'influence humaine, soit une période correspondant à une autre masse d'eau comparable en termes de géologie, de localisation et de climat, et dont on sait également qu'elle est exempte d'influence humaine significative.

La méthodologie des indicateurs prescrit que 80 % ou plus des valeurs mesurées doivent atteindre l'objectif pour qu'une masse d'eau soit classée comme « bonne ». Si les valeurs de la conductivité électrique (CE) dans cet exemple restent inchangées au fil du temps et qu'il n'y a pas de dérive dans les valeurs mesurées, alors la masse d'eau sera systématiquement classée comme « bonne » car 80 % des données se situeront statistiquement entre les ^{10e} et ^{90e} centiles.

Il faut au moins un an de données pour générer des valeurs cibles à partir d'échantillons d'eau prélevés au cours de différentes saisons et sous différents régimes hydrologiques. Un **minimum de vingt points de données** est recommandé, mais une cible statistiquement plus robuste serait obtenue en utilisant un plus grand nombre de valeurs. Dans cet exemple, des mesures mensuelles sur une période de quatre ans ont été utilisées (48 mesures).

Dans cet exemple, les données de classification correspondent à une surveillance sur 12 ans, ce qui équivaut à quatre cycles distincts de trois ans pour la communication des indicateurs de l'ODD 6. Sur cette période de 12 ans, les données



montrent une augmentation progressive des concentrations d'EC, qui redescendent ensuite. L'application de la méthode de classification des indicateurs à ces seules données d'EC aboutirait à une classification « bonne » pour l' e la première période de trois ans, suivie de deux périodes classées « pas bonne », puis d'une classification finale « bonne » (figure 10). Ce retour à une classification « bonne » pourrait être dû à des mesures de gestion visant à inverser la tendance à la hausse. Dans la réalité, de nombreux facteurs contribuent bien sûr à une telle tendance, mais cet exemple simple montre comment les données de référence peuvent être utilisées pour définir des objectifs significatifs et spécifiques.

Des exemples détaillés de la dérivation d'objectifs et de lignes directrices nationaux ont été publiés (par exemple, ANZECC et ARMCANZ, 2000) et ont été rassemblés dans la plateforme de soutien de l'indicateur 6.3.2.

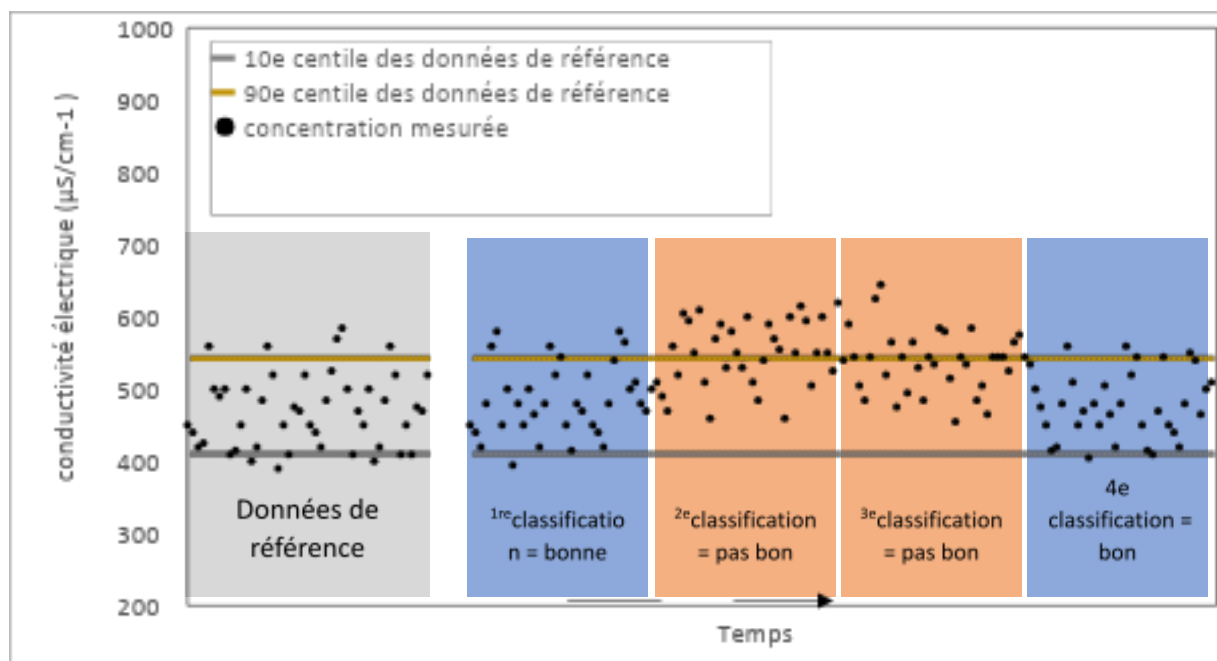


Figure 10 : Exemple illustrant comment les données d'une période ou d'un site de référence peuvent être utilisées pour définir des fourchettes cibles supérieures et inférieures pour la classification de la qualité de l'eau