
Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport
Nr 2026-11

Naturligt organiskt material – en utmaning för svensk dricks- vattenproduktion

Clemens Klante

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Naturligt organiskt material – en utmaning för svensk dricksvattenproduktion
TITLE OF THE REPORT	Natural organic matter – a challenge for Swedish Drinking Water Production
FÖRFATTARE	Clemens Klante, Sydvatten AB och Lund universitet
RAPPORTNUMMER	2026-11
ANTAL SIDOR	46
SAMMANDRAG	I denna rapport undersöks betydelsen av naturligt organiskt material (NOM) i råvatten och dess konsekvenser för dricksvattenproduktionen. Källor till NOM och de drivkrafter som påverkar dess koncentration och sammansättning över tid beskrivs. Utmaningar för vattenverken och vikten av att förstå både mängden och typen av NOM analyseras. Dessutom presenteras möjliga åtgärder och framtida strategier för att hantera dessa förändringar när det gäller NOM i råvatten.
SUMMARY	This report examines the role of natural organic matter (NOM) in natural waters and its implications for drinking water production. Sources of NOM and the drivers that influence its concentration and character over time are described. Challenges for treatment plants and the importance of understanding both the amount and type of NOM are analysed. Finally, it presents possible measures and future strategies to address these changes.
SÖKORD	Naturlig organiskt material, brunifiering; löst organiskt material, löst organiskt kol, åtgärder mot brunifiering, dricksvattenberedning
KEYWORDS	Natural organic matter, brownification, dissolved organic matter, dissolved organic carbon, mitigation measures against brownification, drinking water treatment
MÅLGRUPPER	Dricksvattenproducenter, vattenråd, konsulter, processingenjörer, forskare
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2026
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Klante C. (2026). <i>Naturligt organiskt material – en utmaning för svensk dricksvattenproduktion</i> . SVU-rapport 2026-11. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	23-144
PROJEKTETS NAMN	En kartläggning om naturligt organiskt material i vatten
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, Sydvatten AB

Förord

Brunifiering av ytvatten har under de senare åren blivit ett alltmer känt fenomen för allmänheten. Dessutom har det blivit en större utmaning för dricksvattenproducenterna. Den ökande förekomsten av naturligt organiskt material (NOM) i våra ytvatten spelar en väsentlig roll för brunifieringen. NOM påverkar inte bara akvatiska ekosystem utan ställer även nya och komplexa krav på vår dricksvattenförsörjning. Mot denna bakgrund har rapporten tagits fram för att kunna vara en helhetsorienterad sammanställning av nuvarande kunskap inom vetenskapen och VA-branschen.

Syftet med rapporten är att djupdyka i brunifieringens konsekvenser för dricksvattenproduktion och att granska de strategier som i dag finns för att hantera utmaningen. Arbetet har varit både lärorikt och utmanande, och jag har haft förmånen att samarbeta med flera personer som har delat med sig av sin kunskap och expertis.

Jag vill härmed rikta ett stort tack till alla som har varit med i respektive referensgrupp både från den akademiska världen och VA-branschen. Deltagande har kommit från Sveriges lantbruksuniversitet, Lunds universitet, BioCell Analytica, Aalto universitetet, Norconsult, Atle, Chalmers tekniska högskola, Uppsala universitet, Skogforsk, Stockholm Vatten och Avfall, Laholmsbuktens VA AB, Sydvatten AB, Norrvatten, Helge å Model Forest, Skogsstyrelsen, Vattenmyndigheterna, Livsmedelsverket, Karlskrona kommun, Ljungby kommun och Osby kommun. Deras insikter har varit avgörande för att forma rapporten.

Stort tack till mina kollegor Juha Rankinen, Kristofer Hägg, Christian Alsterberg, Kenneth M Persson, Britt-Marie Pott och Tobias Persson från Sydvatten AB som bidrog med kunskap och stöd. Jag vill också tacka Anna Lackner, Matilda Andersson, Claudia Cascone, Anna Borgström, Stephan Köhler, David Hellström, Elin Lavonen, Kevin Bishop, Emma Kritzberg, Caroline Björnerås, Claudia von Brömssen, Hjalmar Laudon och alla som jag glömde att lista för diskussioner och kunskapsutbyte om detta ämne som ledde till bättre förståelse och nya perspektiv för att betrakta problematiken.

Ett tack riktas också till Miljödata MVM och Andreas Rudh för deras bidrag med material och data och hjälp att navigera igenom hela databasen, vilket har utgjort en solid grund för den genomförda analysen.

Det är min förhoppning att denna rapport kan bidra till ökad förståelse för brunifieringens utmaningar och att den kan inspirera till vidare diskussioner och åtgärder för att säkra en hållbar vattenförsörjning i framtiden.

Det här projektet har initierats och finansierats av Svenskt Vatten Utveckling (SVU) inom ramen för riktade utlysningar och insatser för angelägna kunskapsbehov. Syftet är att SVU, utöver det öppna ansökningsförfarandet, ska kunna bedriva ett proaktivt och specifikt arbete för att tillgodose angelägna kunskapsbehov för VA-branschen och Svenskt Vattens medlemmar. En del av projektet har finansierats av Sydvatten AB.

Tiraholm 2026
Clemens Klante

Innehåll

Förord	2
Sammanfattning	4
Summary	5
Begrepp och förkortningar	6
1 Bakgrund	8
1.1 Om naturligt organiskt material	8
1.2 Brunifiering och andra effekter av ökat organiskt material i vatten	10
1.3 Negativa effekter på dricksvattenproduktion	13
2 Projektets syfte och mål	14
3 Metod och material	15
4 Analys av NOM-trender i Sveriges vatten	17
5 Organiskt material i dricksvatten	21
5.1 Riktlinjer och gränsvärden	21
5.2 Nuvarande beredningsprocesser	22
5.3 Framtidens beredningsprocesser	27
5.4 Koncentration eller karaktär	29
5.5 Riktvärde eller något annat?	30
6 Åtgärder och möjliga framtidslösningar	32
6.1 Åtgärder uppströms	32
6.2 Åtgärder nedströms	34
6.3 Utmaningar med implementering och finansiering av åtgärder	34
7 Slutsatser och behov av fortsatt forskning	36
Referenser	38

Sammanfattning

I denna rapport undersöks betydelsen av naturligt organiskt material (NOM) i råvatten och dess konsekvenser för dricksvattenproduktionen. Källor till NOM och de drivkrafter som påverkar dess koncentration och sammansättning över tid beskrivs. Utmaningar för vattenverken och vikten av att förstå både mängden och typen av NOM analyseras. Dessutom presenteras möjliga åtgärder och framtida strategier för att hantera dessa förändringar när det gäller NOM i råvatten.

Brunifiering är ett växande problem som påverkar inte bara Sveriges sjöar och vattendrag utan även dricksvattenproduktionen. Fenomenet drivs av flera faktorer främst kopplade till svaveldeposition och förurning, men på senare tid mer och mer kopplat till klimatförändringar, såsom ökad nederbörd, som tillsammans med förändrad markanvändning i avrinningsområden leder till att mer organiskt material lakas ut i vattnet. De primära effekterna av brunifiering inkluderar försämrad vattenkvalitet med ökad surhet, högre halter av organiskt material och minskat ljusinsläpp, vilket kan påverka ekosystemen i sjöarna.

Rapportens syfte är att ge en omfattande översikt över nuvarande kunskap om brunifieringen och dess konsekvenser, och att utvärdera metoder för att hantera problemet i dricksvattenproduktionen. En trendanalys visar att halterna av NOM generellt har ökat i Sveriges ytvatten under de senaste decennierna, men även den årliga variationen har blivit allt större vilket bekräftar behovet av effektiva åtgärder. Förhållandena är inte heller lika i hela landet och det behövs platsspecifik kunskap och data som ofta saknas.

Ökad NOM-halt i råvattnet utgör en betydande utmaning för dricksvattenproduktionen. Det kan leda till färgproblem, bismak och risk för att oönskade biprodukter bildas under desinfektionsprocesser. Rapporten går igenom befintliga riktlinjer och gränsvärden för dricksvattenkvalitet och beskriver dagens beredningsprocesser. Det konstateras att framtidens vattenverk troligtvis behöver anpassas med mer robusta och kombinerade metoder för att hantera de förändrade råvattenkvaliteterna. Dessutom lyfter rapporten fram att det inte enbart är *koncentrationen* av NOM som är avgörande, utan även *karaktären* på det organiska materialet, vilket kan kräva en mer nyanserad bedömning än ett fast riktvärde i råvattnet samt utökade mätningar för dricksvattenproducenterna.

Åtgärder och framtidslösningar diskuteras från två synvinklar: uppströms och nedströms. Åtgärder uppströms fokuserar på att minska utlakningen av organiskt material direkt i avrinningsområdena, och åtgärder nedströms handlar om att förbättra beredningsprocesserna på vattenverken för att effektivare kunna avlägsna NOM. Utmaningar med implementering av dessa åtgärder har analyserats, särskilt gällande finansiering och samordning.

Sammanfattningsvis visar rapporten att brunifiering är en komplex och växande utmaning för både miljö och dricksvattenproduktion. För att garantera en hållbar och säker vattenförsörjning krävs det en kombination av åtgärder uppströms och nedströms. Det är avgörande att fortsätta att utveckla datainsamling genom utökad miljöövervakning för att säkerställa en bättre helhetsbild av NOM i vatten. Dessutom behövs det bättre kunskap om åtgärder och deras verkliga resultat för att det ska kunna fattas rätt beslut för implementering av både tekniska lösningar på vattenverken och strategier i avrinningsområdena som kan motverka stigande halter av NOM i framtiden.

Summary

This report examines the role of natural organic matter (NOM) in natural waters and its implications for drinking water production. Sources of NOM and the drivers that influence its concentration and character over time are described. Challenges for treatment plants and the importance of understanding both the amount and type of NOM are analysed. Finally, it presents possible measures and future strategies to address these changes.

Brownification is a growing problem affecting not only surface waters in Sweden, but effects waters on the entire globe being strongest in the northern hemisphere. The phenomenon is driven by several factors, mainly linked to sulfur deposition but more recently increasingly linked to climate change, such as increased precipitation and changes in land use in catchment areas, which leads to more organic matter being leached into the water. The primary effects of browning include deteriorating water quality, increased acidity, and reduced light penetration, which can affect lake ecosystems.

The aim of the report is to provide a comprehensive overview of current knowledge about brownification and its consequences, and to evaluate methods for dealing with the problem. A trend analysis shows that NOM levels have generally increased in Sweden's surface waters in recent decades, but annual variation has also become greater, confirming the need for effective measures. However, the situation is not the same throughout the country, and location-specific knowledge and data are often lacking.

Increased NOM content in raw water poses a significant challenge for drinking water production. It can lead to colour problems, off-flavours and the risk of unwanted by-products forming during disinfection processes. The report reviews existing guidelines and limit values for drinking water quality and describes current treatment processes. It concludes that future treatment plants will likely need to be adapted with more robust and combined methods to handle the changing raw water qualities. In addition, the report highlights that it is not only the concentration of NOM that is decisive, but also the nature of the organic material, which may require a more nuanced assessment than a fixed threshold value and expanded measurements for drinking water producers.

Measures and future solutions are discussed from two perspectives: upstream and downstream. Upstream measures focus on reducing the leaching of organic material directly into catchment areas, while downstream measures involve improving purification processes at water treatment plants to remove NOM more effectively. The challenges associated with implementing these measures, particularly in terms of financing and coordination, are analysed.

In summary, the report shows that browning is a complex and growing challenge for both the environment and drinking water production. Ensuring a sustainable and safe water supply requires a combination of upstream and downstream measures. It is crucial to continue and develop data collection through expanded environmental monitoring to ensure a better overall picture of NOM in water. In addition, better knowledge is needed about measures and their actual results, which can help make the right decisions to implement both technical solutions at waterworks and strategies in catchment areas that can counteract rising levels of NOM in the future.

Begrepp och förkortningar

Begrepp och förkortningar Förklaring

Allokton NOM	Naturligt organiskt material som produceras utanför det akvatiska eller lokala ekosystem där den förekommer.
AOP	<i>Advanced oxidation process</i> , Avancerade oxidationsprocesser; en kombination av kemiska reningsmetoder som är avsedda att avlägsna svår borttagna organiska och oorganiska föroreningar från vatten.
Autokton NOM	Naturligt organiskt material som produceras inom det akvatiska eller lokala ekosystem där den förekommer.
Brunifiering	Ett miljöfenomen där sjöar och vattendrag får gull till brun färg som orsakas främst av ökande koncentrationer av löst organiskt material och järn.
COD	<i>Chemical oxygen demand</i> , ett mått på hur mycket syre som krävs för den kemiska oxidationen av alla organiska föreningar till deras oorganiska slutprodukter.
Dalton, Da	Kallas också för <i>unified atomic mass unit</i> , u (atommassenhet), som är en måttenhet för molekylvikt. 1 Da = 1/12 av kol-12 isotopen som motsvarar den ungefärliga massan av en proton eller neutron. Det är vanligt i att ange vikten i kilo Dalton (kDa).
DBP	Desinfektionsbiprodukt(er)
DOC	<i>Dissolved organic carbon</i> , den del av det organiska material som har en partikelstorlek mindre än 0,45 µm.
DOM	<i>Dissolved organic matter</i> , den dominerande formen av organiskt material i vatten.
EC	Elektrokoagulering; en kemikaliefri reningsprocess som använder elektricitet för att avlägsna föroreningar.
EF	Elektroflotation; en fysikalisk-kemisk vattenreningsprocess där elektricitet används för att separera suspenderade föroreningar från vattnet genom att bilda mikroskopiska syrebubblor.
EO	Elektrooxidation; en reningsprocess som använder elektricitet för att bryta ned eller förstöra föroreningar genom kemiska reaktioner.
Fouling	Ansamling av oönskade suspenderade eller upplösta ämnen på ytan eller inuti porerna i ett filtreringsmembran
Färgtal	Historiskt sett har vattnets färgvärde mätts genom att jämföra det med standardlösningar av kaliumhexakloroplatinat(IV) och kobolt(II)klorid, vilka tilldelas ett färgvärde mellan 0 och 500 (mg/l) beroende på platina-innehållet – en metod som ursprungligen var avsedd för gulaktiga nyanser. Idag mäts färg vanligtvis genom att mäta ljusabsorptionen hos 0,45 µm filtrerat vatten vid olika våglängder, varav 420 nm räknas som en standard.

GAK	Granulerat aktivt kol; ett hårt och mycket poröst kolmaterial i granulerad form.
Humusföreningar	Mörkfärgade, komplexa organiska ämnen som bildas när växter och djur bryts ner och omvandlas i marken genom humifiering.
Hydrofil	Vattenälskande, ämnen som attraheras av och som lätt löser sig i vatten.
Hydrofob	Vattenavstötande, ämnen som stöts bort och som inte lätt löser sig i vatten.
NOM	<i>Natural organic matter</i> , Naturligt organiskt material; en komplex blandning av heterogent organiskt material som förekommer i alla naturliga vatten
PAK	Pulveriserat aktivt kol; en typ av aktivt kol i pulveriserat form där partikelstorlek är i medeltal på 20–50 µm.
POM	<i>Particulate organic matter</i> , den del av det organiska materialet som har en partikelstorlek större än 0,45 µm.
SSA	<i>Singular Spectrum analysis</i> ; en icke-parametrisk metod som används inom tidsserieanalys för att dela upp en dataserie i oberoende komponenter.
SUVA	<i>Specific ultraviolet absorbance</i> , absorbansen av ultraviolett ljus i ett vattenprov vid en specifik våglängd, normaliserad mot koncentrationen av löst organiskt kol (DOC). Vanliga våglängder är 254 nm eller 280 nm, där den förstnämnda anses vara standard i Sverige. Ett högt SUVA-värde tyder på stor andel alloktont organiskt material som vanligtvis är lättare att fälla under beredningen.
TOC	<i>Total organic carbon</i> , ett mått på total halten av organiskt material i ett ämne.

1 Bakgrund

Att producera och leverera dricksvatten av god kvalitet och i tillräcklig mängd är den gemensamma målsättningen för alla dricksvattenproducenter. En viktig aspekt för att uppnå detta mål är förståelse för den använda råvattenkällan och hur förändringar i dess omgivning påverkar vattenkvalitet och -kvantitet. Dessutom är det viktigt att förstå hur dessa uppströmsfaktorer påverkar de befintliga beredningsprocesserna i vattenverken och när åtgärder behöver vidtas för att undvika risker att leverera vatten som inte uppfyller kvalitets- och kvantitetsförväntningar. En sådan förändring i råvattenkvaliteten, som har fått ökad uppmärksamhet under de senaste åren och skapat en allt större utmaning, är ökande halter av naturligt organiskt material (NOM) i vattentäkter. Specifika fraktioner av detta organiska material kan förändra vattnets färg så att det uppfattas som gult till brunt för ögat. Denna långsiktiga process av ökande organiskt material i vattnet och den kopplade färgförändringen kallas för brunifiering (Löfgren et al. 2003; Graneli 2012).

1.1 Om naturligt organiskt material

NOM är en komplex, heterogen blandning av organiska ämnen som härstammar från nedbrytning av växt- och djurmaterial och biprodukter från bakterier och alger samt andra organismer (Chow et al. 2008).

1.1.1 Kategorisering av NOM

NOM kan produceras inom det akvatiska ekosystemet (autokton NOM) eller ledas dit från tillrinningsområde genom olika biologiska, geologiska och hydrologiska processer (allokton NOM). Mängd och sammansättning hos NOM beror på källan och varierar med nivå av nedbrytning, årstid, klimat och geologi (Menya et al. 2018).

Storlek

Beroende på storlek klassas NOM rent tekniskt i partikulär form (*particular organic matter*, POM, $> 0,45 \mu\text{m}$) eller löst form (*dissolved organic matter*, DOM, $\leq 0,45 \mu\text{m}$) (Mao et al. 2017).

Polaritet – hydrofoba och hydrofila fraktioner

NOM innehåller tusentals olika kemiska beståndsdelar, och det är inte realistiskt att karakterisera NOM baserat på individuella beståndsdelar på molekylnivå. Därför definieras en del undergrupper där ämnena inom grupperna har samma kemiska egenskaper. En vanlig övergripande uppdelning av NOM sker i *hydrofoba* (vattenavstötande) och *hydrofila* (vattenälskande) fraktioner (Sillanpää 2015).

Kemisk struktur

Den hydrofila fraktionen har vanligtvis en lägre relativ koncentration i naturliga vatten och består huvudsakligen av alifatiska (kedjeformiga) kol- och kväveföreningar såsom kolhydrater, proteiner, aminosyror och kortkedjiga karboxylsyror. Inom denna fraktion har strukturellt intakta biopolymerer (t.ex. polysackarider och proteiner) ofta den högsta molekylvikten ($> 10 \text{ kDa}$), medan de enklare hydrofila molekylerna är mycket små. Föreningar i den här gruppen är icke-humösa.

Den hydrofoba fraktionen består i huvudsak av huminsyror (2 kDa – 5 kDa) och fulvosyror (0,5 kDa – 2 kDa). Denna fraktion utgör i de flesta fall huvuddelen av det lösta organiska kolet (*dissolved organic carbon*, DOC) i naturliga vatten. De hydrofoba

fraktionerna kännetecknas av högre aromaticitet (ringformad struktur) samt en rik förekomst av fenolstrukturer och konjugerade dubbelbindningar.

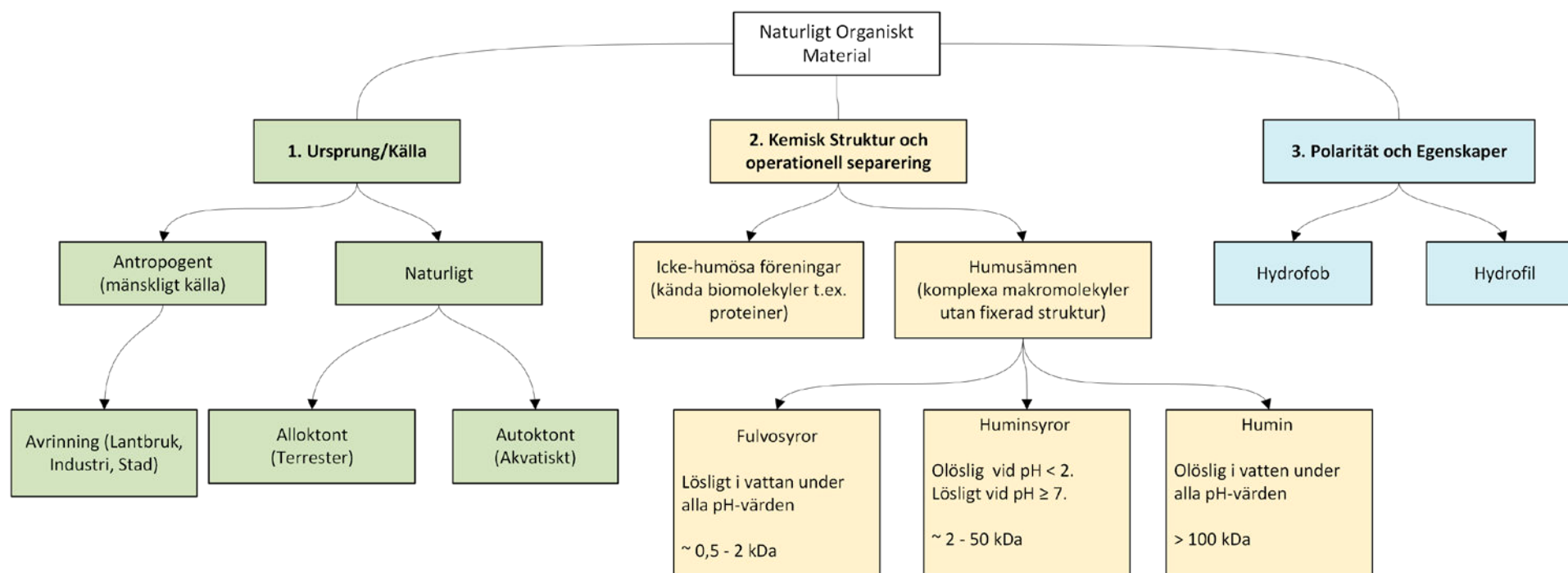
Humusämnenas löslighet vid olika pH-värden

Baserat på funktionell löslighet i vatten delas humusämnena i alloktont/terrestert naturligt organiskt material (NOM) traditionellt in i huminsyror, fulvosyror och humin. Fulvosyror är lösliga i vatten under alla pH-betingelser. Huminsyror är endast lösliga vid neutrala till alkaliska pH-värden (från pH 7 och uppåt) och fälls ut vid förurning ($\text{pH} < 2$). Humin är helt olösligt i vatten vid alla pH-värden och utgör en mycket stabil, högmolekylär och mörk form av humus (Thurman 1985).

Figur 1.1 visar schematiskt den klassificering av naturligt organiskt material (NOM) som baserats på ovan nämnda kategorisering och egenskaper.

Figur 1.1

Schematisk klassificering av naturligt organiskt material (NOM) som visar kategorisering utifrån ursprung och hydrologi (grönt), struktur och operationell separering (gul) och polaritet och egenskaper (blå).



1.1.2 Naturligt organiskt material i dricksvattenberedningen

De kemiska skillnaderna mellan fraktionerna är avgörande för hur effektivt NOM kan avskiljas i dricksvattenverk. Hydrofoba och hydrofila fraktioner skiljer sig fundamentalt vad gäller laddning, de hydrofila fraktionerna har generellt en betydligt högre laddningsdensitet än de hydrofoba fraktionerna. På grund av de hydrofoba humusämnenas lägre laddningsdensitet och högre molekylvikt är de betydligt lättare att avskilja de med konventionell kemisk fällning och flockning. De hydrofila komponenterna är däremot mer svårfällda och kräver ofta alternativa eller kompletterande reningsmetoder (Sharp et al. 2006).

För att mäta halter och till viss del sammansättningen hos NOM i dricksvattenberedningen används parametrar som totalt organiskt kol (TOC), löst organiskt kol (DOC), kemiskt syrebehov (COD), absorbans av ljus med olika våglängd, pH, grumlighet och färg (Hazen 1896; Köhler et al. 2015; Sillanpää 2015). För att bedöma hur väl NOM kan avskiljas är det vanligaste att bestämma specifik UV-absorbans (SUVA) som beräknas genom att dividera UV-absorbans på 254 nm med DOC-koncentrationen. Ett högt SUVA-värde (> 4) indikerar att det organiska materialet till stor del består av hydrofoba material med en hög molekylvikt, och ett lågt SUVA-värde (< 2) att det organiska materialet till stor del består av hydrofila fraktioner med lägre molekylvikt. Ett SUVA-värde mellan 2–4 tyder på en blandning av hydrofoba och hydrofila fraktioner där även molekylvikten hos de olika materialen varierar (Edzwald et al. 1999; Health Canada 2025). SUVA-mätning är lätt att utföra och kräver bara enkel instrumentering, men hög nitratkoncentration i vatten kan påverka mätningen negativt och ge fel resultat (Sillanpää 2015).

På grund av sina olika egenskaper reagerar olika NOM-fraktioner olika på dricksvattenberedning och har olika potential för att bilda desinfektionsbiprodukter (Hua et al. 2015). De analyser som används i vanlig dricksvattenberedning i dagsläget behöver ingen avancerad förbehandling av provet och kan göras med relativt enkla instrument, men de ger främst en uppskattning av NOM-koncentrationen och bara begränsad information om sammansättningen och hur den påverkar vattenkvaliteten eller beredningen i dricksvattenverk (Riyadh et al. 2024).

1.2 Brunifiering och andra effekter av ökat organiskt material i vatten

Brunifiering är en komplex process som beskriver ökningen av färg av vatten som beror på ökande halter av löst organiskt material (DOM) och järn (Fe) som lakas ut från den omgivande marken (Löfgren et al. 2003; Ekström 2013). Flera faktorer har pekats ut som bidragande till brunifieringsprocessen. De mest diskuterade är återhämtning från markförurning (där minskad svaveldeposition leder till att det lösta organiska kolet blir mer rörligt och lättare lakas ut (Bragée et al. 2015; Zhu et al. 2023)) förändrad markanvändning (Hensgens et al. 2020; Škerlep et al. 2020) och klimatförändringar (Löfgren et al. 2003; Haaland et al. 2010; De Wit et al. 2016; Weyhenmeyer et al. 2016). Men deras exakta samverkan är komplex och kartläggning av deras bidrag till hela processen kräver ytterligare mätningar och studier. I ett par relativt nya studier betonas det att ökande temperaturer på grund av förändrat klimat kommer att öka i betydelse och att läckage av organiskt material kommer att öka (Klante 2023; Räike et al. 2024).

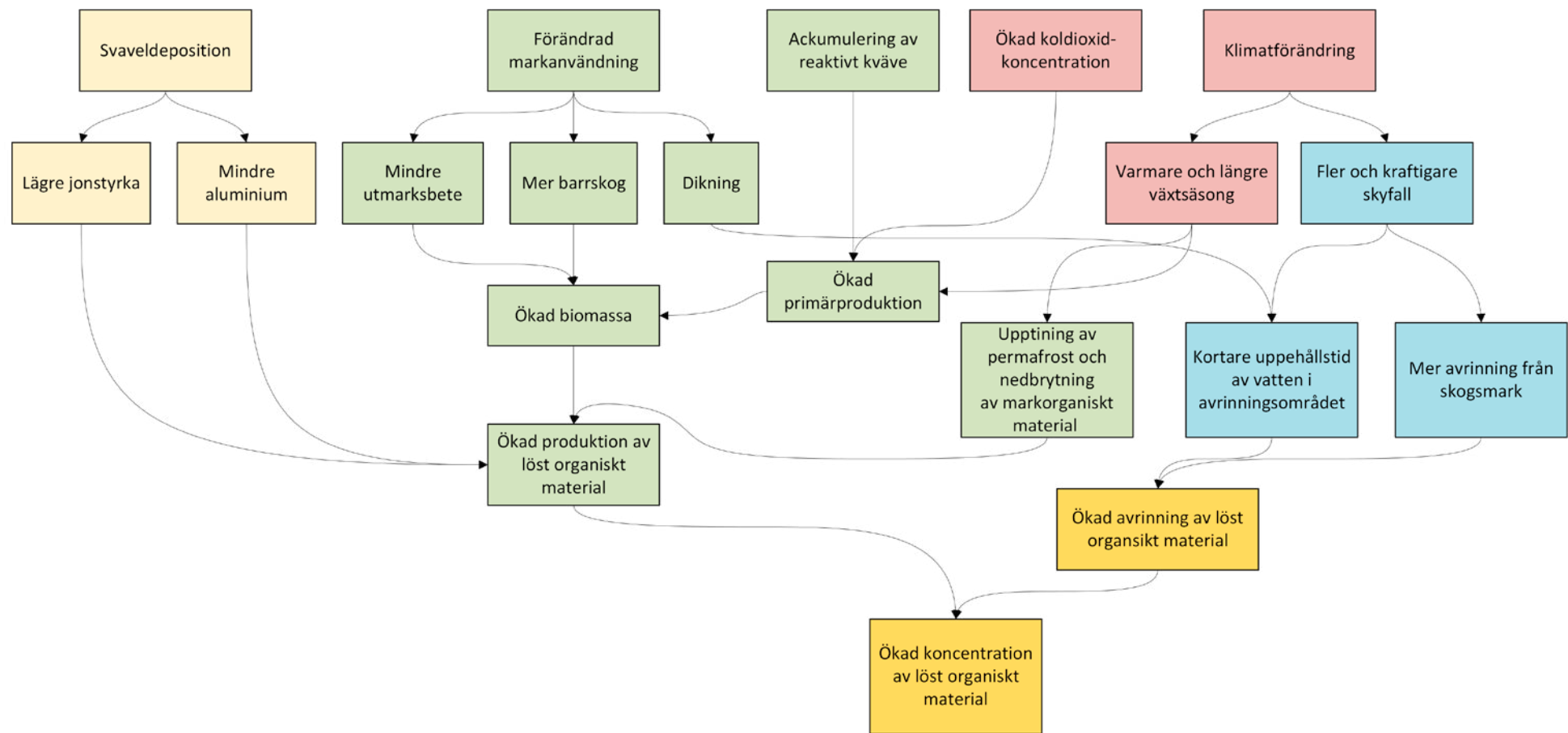
Figur 1.2 visar nuvarande kända drivkrafter, deras kopplingar och samspel. Figuren illustrerar hur komplexa biologiska, meteorologiska, hydrologiska och kemiska processer samverkar och förstärker varandra. Ljusgula rutor representerar kemiska drivkrafter, medan gröna rutor beskriver biologiska drivkrafter, markanvändning och skogsbruksmetoder, samt produktionen av biomassa och organiskt material i marken. De röda rutorna representerar klimat- och atmosfäriska förändringar relaterade till temperatur, växtsäsong och koldioxidnivåer, och de blå rutorna visar hydrologiska processer och

transportvägar som styr hur snabbt och i vilka mängder vatten rör sig genom landskapet.

Ackumuleringen av reaktivt kväve i skogsmarken beror till stor del på historiskt och pågående atmosfäriskt nedfall samt näringsläckage från ett intensivt jord- och skogsbruk. Kvävet fungerar som ett kraftfullt näringsämne som tillsammans med de ökade halterna av atmosfärisk koldioxid skapar en stark gödslings effekt i landskapet. Detta påskyndar den ökade primärproduktionen och skogstillväxten, vilket leder till en större total biomassa och därmed en betydligt högre produktion av färskt organiskt material i markprofilen.

När den historiska svaveldepositionen minskar, leder det till lägre jonstyrka och mindre rörligt aluminium i marken. Då aluminium tidigare fungerat som ett naturligt flockningsmedel som bundit det organiska materialet, innebär minskningen att det organiska materialet blir mycket mer lösligt och lättare frigörs till markvattnet.

Klimatförändringarna driver på ökning av organiskt material genom två parallella och samverkande spår. Dels sker en termisk påverkan (rosa fält) där varmare temperaturer och en längre växtsäsong ökar den mikrobiella aktiviteten i marken. Detta snabbar på nedbrytningen av markorganiskt material och tinar upp permafrost, vilket frigör enorma mängder lagrat organiskt material. Dels sker en hydrologisk påverkan (blå fält) där fler och kraftigare skyfall skapar mer avrinning. Det ökade vattenflödet gör att uppehållstiden i avrinningsområdet förkortas drastiskt; det nyligen frigjorda organiska materialet sköljs snabbt ut i sjöar och vattendrag innan de lokala mikroorganismerna i marken hinner bryta ner det.



Figur 1.2

Schematisk översikt över samverkande drivkrafter bakom brunifiering och ökad koncentration av löst organiskt material (DOM) i vatten.

Förhöjda halter av organiskt material, och den därmed ökande brunfärgningen, har ett flertal effekter som påverkar det akvatiska ekosystemet och dess tjänster. På grund av ökat färgtal minskas vattnets transparens och mindre ljus (främst ultraviolett och synligt) kan nå djupare områden av vattnet. Rött ljus blir dominerande längre ner i vattnet. Det resulterar i förändringar av de vertikala livsmiljöerna och näringskedjorna. Vattnets yta kan också bli varmare, och det kan leda till starkare termisk skiktning och grundare språngskikt, speciellt i sjöar med höga halter av färgat NOM.

Syrgaskoncentrationen sjunker till följd av en ökad primärproduktion driven av det tillförda NOM, då nedbrytningen av den resulterande biomassan medför en hög syrgaskonsumtion. Syrebristen kan i sin tur frigöra mer järn och fosfor i vatten. Sjöar med höga halter av NOM bidrar också till växthusgasutsläpp eftersom nedbrytningen av den ökade biomassan resulterar i högre CO₂-produktion och att det frigörs metan. Dessutom höjs biotillgängligheten och mobiliteten hos en del föroreningar eftersom NOM fungerar som transportmedium för till exempel metaller och miljögifter (Williamson et al. 2015; Blanchet et al. 2022).

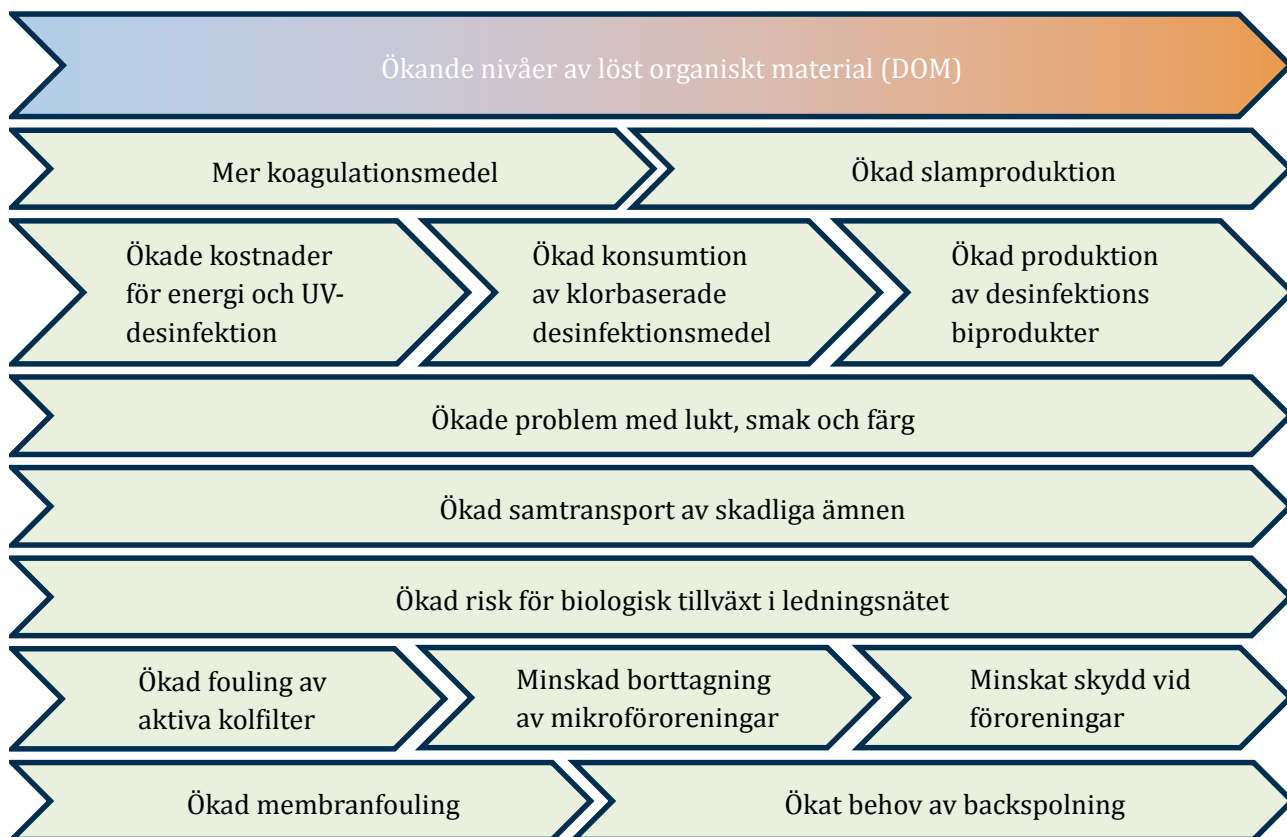
1.3 Negativa effekter på dricksvattenproduktion

Konsumtion av NOM via dricksvatten har inga direkta hälsoeffekter, men förekomsten av NOM och dess egenskaper har betydande inverkan på processer för dricksvattenberedning som syftar till att skydda folkhälsan. Bland annat kan NOM reagera med klor vid desinfektion och bilda hälsofarliga desinfektionsbiprodukter (DBP) under beredningsprocessen (Health Canada 2019).

Inom dricksvattenproduktion resulterar ökade halter av organiskt material till ökade krav på beredningsprocessen. Ett flertal olika processer är påverkade som i sin tur kan påverka andra processer. En översikt över negativa effekter på dricksvattenproduktionen finns i Figur 1.3 (Lavonen 2015).

Figur 1.3

Negativa effekter på dricksvattenproduktion på grund av ökade halter av löst organiskt material i råvatten till ytvattenverk. Figuren modifierad efter Lavonen (2015).



2 Projektets syfte och mål

Projektet syftade till

- att sammanställa nuvarande kunskapsläge om naturligt organiskt material i vatten och kopplingen till dricksvattenberedning
- att öka kunskapen om drivkrafterna till ökande halter av NOM, inklusive förändringar av klimat och markanvändning
- att sammanställa kunskap om dagens och framtidens beredningstekniker i vattenverken kopplat till NOM
- att göra en trendanalys av NOM-halter i viktiga svenska sjöar och vattendrag där tillgången till data är tillräcklig
- att ge underlag för att etablera rekommendationer och riktvärden för organiskt material i råvatten från ytvattentäkter.

Ett mål var att ge en bättre förståelse för problematik kopplad till ökande NOM-halter i den svenska VA-branschen, samt lyfta fram nuvarande och framtida utmaningar gällande dricksvattenberedning. Dessutom skulle kunskapsluckor som behöver lyftas i framtida forskning identifieras. Sådan forskning rekommenderas att styras med hjälp av kontinuerlig återkoppling mellan forskare och representanter från VA-branschen.

3 Metod och material

Kunskapsinsamlingen för denna studie har primärt utförts genom en systematisk litteraturoversikt, syftande till att sammanställa och syntetisera befintlig vetenskaplig information. Sökstrategin omfattade en kombination av relevanta söktermer i etablerade vetenskapliga databaser (t.ex. Scopus, Google Scholar). Nyckelord grupperades för att systematiskt täcka tre huvudsakliga forskningsområden: akvatiska ekosystemförändringar relaterade till organisk materialdynamik (hur organiskt material bryts ner och transporteras i ekosystem), dricksvattenberedning och dess utmaningar, samt åtgärder för att minska eller dämpa framtidens ökning av organiskt material i recipienten.

Följande söktermer och nyckelord har använts ensamma eller i kombination:

- Natural organic matter (NOM)
- Hydrology
- Ditch
- Brownification
- Browning
- Dissolved organic carbon (DOC)
- Dissolved organic matter (DOM)
- Lake
- River
- Drinking water production
- Flocculation
- Disinfection By-Products
- Mitigation measures
- Lake color
- Organic matter
- Rewetting
- Peatland
- Boreal
- Landuse

Detta tillvägagångssätt säkerställde en bred täckning av relevant fackgranskad litteratur. Kompletterande information hämtades även från ”grå” litteratur (vetenskaplig information som publiceras på annat sätt än i forskningsvärlden och som vanligtvis inte är granskad) inklusive tekniska manualer, riktlinjer och forskningsrapporter utgivna av nationella och internationella institutioner samt vattenverk. Denna kompletterande genomgång syftade till att inkludera praktikbaserad kunskap och empiriska erfarenheter som sällan publiceras i formella vetenskapliga tidskrifter, för att ge en holistisk bild av ämnet.

Utöver litteraturforskningen baserades sammanställningen av aktuell kunskap även på en seminarie- och workshopserie. Den första delen av denna serie involverade deltagare med akademisk bakgrund från olika vetenskapliga fält, vilket möjliggjorde en djupgående diskussion kring forskningsfronten och de vetenskapliga perspektiven på ämnet. Efter första seminariet och workshopen följde ytterligare ett seminarium och en workshop som fokuserade på att samla in information om nuvarande utmaningar inom dricksvattensektorn, möjliga lösningar samt den politiska situationen. Under dessa tillfällen presenterades de kunskaper som inhämtats från det första seminariet, och synpunkter från industrin samt relevanta intressenter samlades in för att berika studiens praktiktärliga relevans. Dessutom diskuterades interna forskningsprojekt bland annat från Laholmsbuktens vatten och avlopp, Stockholm Vatten och Avfall, Sydsvatten och Norrvatten.

Dataanalysen fokuserade på observerade förändringar baserade på data erhållna från Miljödata MVM (Sveriges lantbruksuniversitet 2025a) med särskilt fokus på stora dricksvattentäkter både sjöar och åar som Svenskt Vatten pekat ut som viktiga och av intresse. Dessutom analyserades data från följande tre programområden: Trendvattendrag (Sveriges lantbruksuniversitet 2023a), Trendsjöar (Sveriges lantbruksuniversitet 2025b) och Flodmynningar (Sveriges lantbruksuniversitet 2023b). Analysen av dessa data fokuserade på tidsperioden 1990–2024 och mätvärden av TOC, DOC, absorbans av 420 nm och färg för att identifiera långsiktiga trender och variationer. Allt analysarbete utfördes i Python och koden kan göras tillgänglig vid begäran. *Singular Spectrum analysis* (SSA) har använts som analysmetod. Den hjälper till att bryta ner en tidsserie i meningsfulla komponenter, såsom en långsiktig trend, återkommande mönster (säsongvariationer) och brus (slumpmässiga variationer). Genom att dela upp tidsserien på detta sätt blir det enklare att tolka och förstå de underliggande mönstren i data (Golyandina et al. 2020).

Begränsat antal data av vattenkvalitet i stora råvattentäkter, både sjöar och vattendrag, gjorde det nödvändigt att bortse från den exakta placeringen av provtagningspunkterna. Det beslutades därför att analysera alla tillgängliga mätvärden för respektive vattenförekomst och beräkna medelvärdet av mätplatserna som en representativ plats. Dessutom skapades en helhetsanalys av alla sjöar i respektive grupp (dricksvattentäkter, trendvattendrag, trendsjöar, flodmynningar), där data från alla sjöar för en viss parameter analyserades i en tidserie. Det är viktigt att påpeka att sådan analys kan vara till viss del felvisande, eftersom platsspecifika variationer försummas och det antas att beteendet är lika för hela landet. Dessutom kommer platser där det finns mer data att få betydligt mer vikt i analysen än platser med mindre frekventa data.

4 Analys av NOM-trender i Sveriges vatten

Forskningen kring NOM i vatten har pågått i årtionden, men intresset har intensifierats markant under de senaste 10–20 åren, inte minst på grund av observerade förändringar i råvattenkvaliteten (Löfgren et al. 2003; Graneli 2012). Historiskt sett har fokus legat på att förstå NOM:s grundläggande egenskaper och dess inverkan på ekosystem och dricksvattenberedning. Tillgången till data och därmed kunskap om specifika NOM-halter under de senaste århundradena är begränsad, men data från de senaste decennierna indikerar tydliga förändringar (Bragée et al. 2015; Blanchet et al. 2022; Räike et al. 2024).

Historiska nivåer och förändringar över tid av NOM i sjöar och vattendrag kan delvis rekonstrueras genom analys av sedimentprover. Sediment utgör ett arkiv över tidigare miljöförhållanden, där organiska ämnen från både terrestra (alloktona) och akvatiska (autoktona) källor lagras (Björnerås et al. 2022; González Sagrario et al. 2024; Loizeau et al. 2025). Genom att datera sedimentlager och analysera innehållet av organiskt kol kan man få en uppfattning om förändringar under århundraden. Studier av sjösediment har till exempel visat att järnackumulation i sjöar, som ofta är kopplad till löst organiskt material (DOM), har ökat under de senaste decennierna i svenska sjöar som Bolmen, vilket indikerar ökad tillförsel från avrinningsområdena, möjligen kopplat till förändrad markanvändning som expansion av barrskog (Bragée et al. 2015; Björnerås et al. 2021, 2022). Dessutom kan minskad svaveldeposition kopplas till stigande halter av totalt organiskt kol (TOC) (Bragée et al. 2015), men detta är inte bara ett fenomen i Sverige utan för stora delar av norra halvklotet (Björnerås et al. 2017; Ninnés 2023).

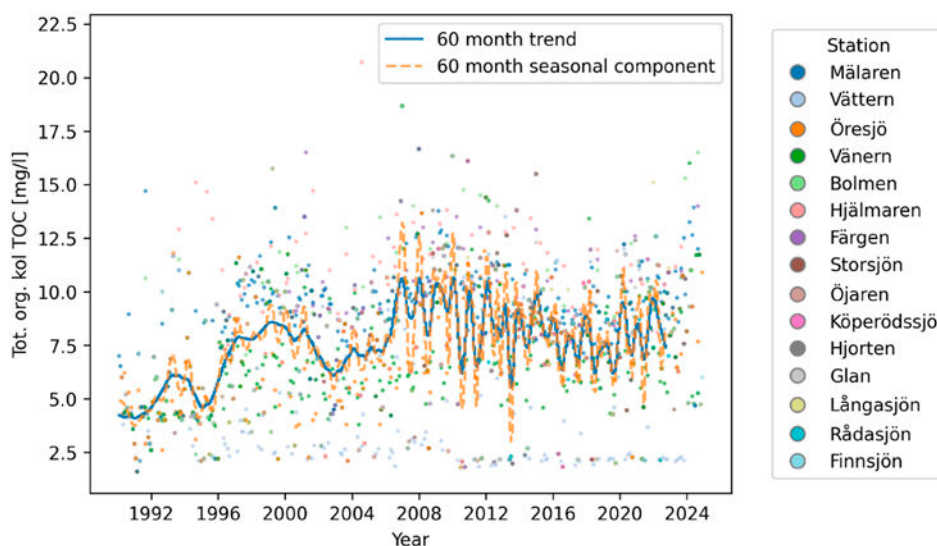
Mätningar av färgtal, löst organiskt material (DOM) och totalt organiskt kol (TOC) blev allt vanligare från början av 1900-talet, och under senare delen av århundradet blev mätningarna mer och mer systematiska och frekvensen av mätningar ökade (Johansson et al. 2010; Škerlep et al. 2020; Klante et al. 2021). De senaste decennierna har en global trend upptäckts (främst på norra halvklotet) av ökande NOM-halter i vattentäkter, och Sverige är inget undantag (Eikebrokk et al. 2004, 2018; Matilainen et al. 2011; De Wit et al. 2016; Finstad et al. 2016; Anderson et al. 2023; Horppila et al. 2024). Med mer ingående undersökningar av vattenfärg och trender av NOM har det också identifierats olika påverkansfaktorer som resulterar i ökande trender, som diskuteras i avsnitt 1.2, och det har visat sig att de inte är lika för alla platser utan kan vara väldigt platsspecifika (Hytteborn et al. 2015; Lackner 2022; Rodríguez-Cardona et al. 2023).

För Mälaren till exempel, en råvattentäkt till många och stora vattenverk, visar data från 1944–2004 en svagt nedgående trend för vattenfärg (Johansson et al. 2010), men de senaste prognoserna pekar på en svag ökning av NOM-halter och färg framöver, med förväntade färgtal på minst 50 mg Pt/l och TOC-halter på 15 mg/l fram till 2050 (Heldt 2024). I dag ligger färgtal mellan 20–50 mg Pt/l och TOC-halter varierar mellan 8–12 mg/l. Det visar tydligt hur viktigt tidsperspektivet är när man analyserar trender (Johansson et al. 2010; Klante et al. 2022). För sjön Bolmen, en annan stor råvattentäkt för södra Sverige, visar sig en svagt stigande trend för vattenfärg och TOC-halter sedan mitten av 1980-talet med en lite nedgång i denna trend sedan början av 2000-talet (Borgström 2020; Kritzberg et al. 2020; Klante et al. 2021).

Studier om förändringar av det akvatiska ekosystemet och därmed förändringar av NOM utförs för det mesta i mindre sjöar, och stora sjöar är mindre undersökta. Anledning till det kan vara att det är betydligt mer komplicerat att isolera parametrar inom ett större område än det är i ett mindre system. När det gäller Vänern är det framför allt tillflöden som pekar på en ökning av NOM i vatten (SYNLAB 2019). För sjöar med ett avrinningsområde som har ett flertal sjöar har det visat sig att den genomsnittlig

NOM-koncentrationen vanligtvis är lägre, men det måste inte alltid vara så (Temnerud et al. 2014). Senare studier om NOM-trender har upptäckt en minskad ökning eller nästan återgång av NOM-koncentrationen i ett flertal vattendrag, och ingen tydlig trend kan upptäckas längre. Men studierna visar också att starka drivkrafter som svaveldeposition inte längre är så starka, och att andra drivkrafter som klimatförändringar kommer att spela en viktig roll i framtiden (Eklöf et al. 2021; Imtiaz et al. 2025). Det är också värt att nämna att dessa analyser främst inriktade sig på långsiktiga trender och inte beaktade säsongsvariationer eller förändringar i amplituden (skillnaden mellan årets lägsta och högsta värde).

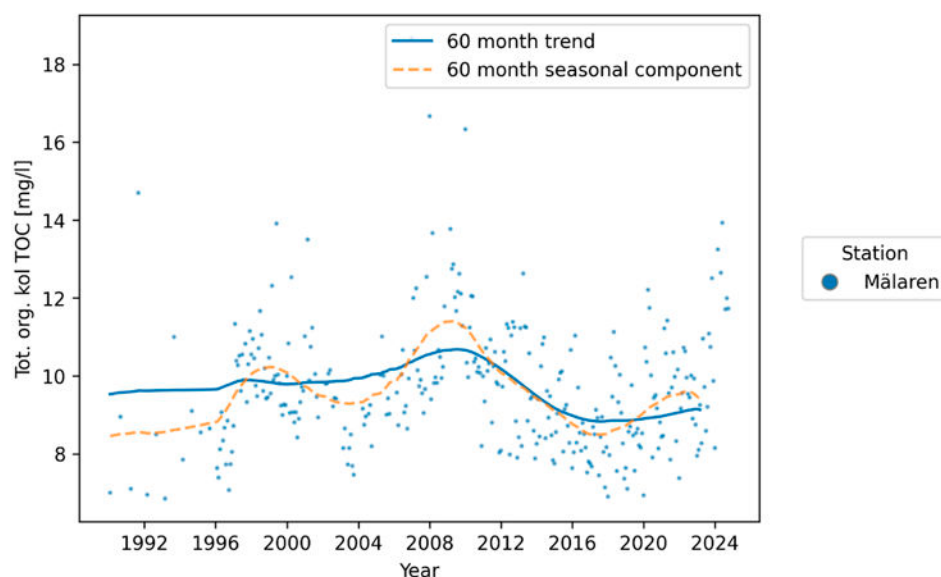
Analysen som utfördes för den här studien sträcker sig över en period från 1990 till slutet av 2024 och har främst fokuserat på stora dricksvattentäkter. För en allmän analys sammanfördes data från alla sjöar, och *Singular Spectrum analysis* (SSA) utfördes över sammanlagda data. Figur 4.1 visar denna sammanlagda analys. Analysen visar tydligt att säsongsvariationen har ökat efter 2006 och att trenden visade en snabbt ökande koncentration före 2006. När man tittar på tillgången till data för olika sjöar, som visas med olika färgprickar, är det återigen viktigt att påpeka att den visade trenden är starkt påverkad av platser med mer tillgängliga data, som Vänern, Vättern och Mälaren.



Figur 4.1

Singular Spectrum analysis (SSA) för sammanlagda data från alla stora dricksvattentäkter. Den blå linjen visar trenden för ett fönster av data i 60 månader och den orange linjen säsongstrender för samma tidsfönster. SSA-analys utfördes för sammanlagda data från alla sjöar som visas och data interpolerades. Data från enskilda sjöar visar bara mätdata som finns tillgängliga och inte interpolerade data.

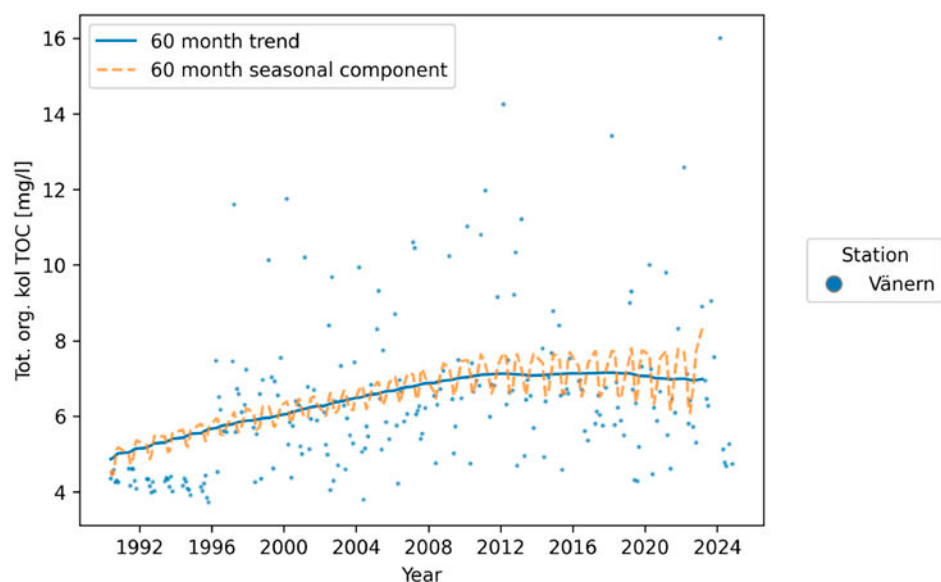
I Figur 4.2 visas samma SSA för Mälaren och här är det tydligt att säsongsvariationerna inte är så starka som i Figur 4.1, som visar en sammanlagd analys av stora dricksvattentäkter. För Mälaren verkar det som om variationerna mellan årstiderna blir mindre och TOC-nivåerna minskade med slutet av 2009.



Figur 4.2

Singular Spectrum analysis (SSA) för Mälaren. Den blå linjen visar trenden för ett fönster av data i 60 månader och den orange linjen säsongstrender för samma tidsfönster. De data som visas är en sammanställning av alla tillgängliga data i sjön och platsspecifika egenskaper har inte beaktats.

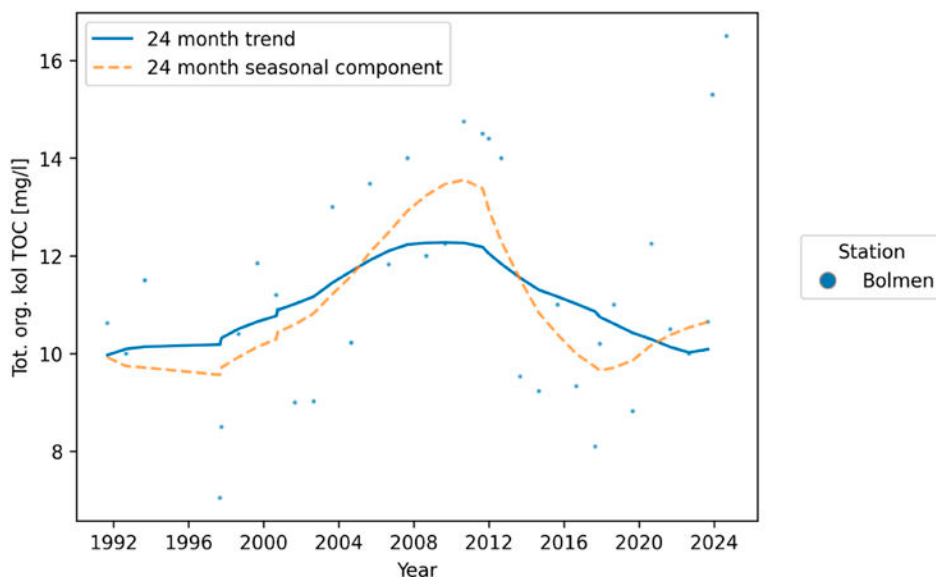
Figur 4.3 visar samma analys som Figur 4.2, men i detta fall för Vänern. Tydligt är allmänt lägre TOC-koncentration och en kontinuerligt ökande säsongstrend.



Figur 4.3

Singular Spectrum analysis (SSA) för Vänern. Den blå linjen visar trenden för ett fönster av data i 60 månader och den orange linjen säsongstrender för samma tidsfönster. De data som visas är en sammanställning av alla tillgängliga data i sjön och platsspecifika egenskaper har inte beaktats.

Figur 4.4 visar samma analys för sjön Bolmen, men analysfönstren har tyvärr fått kortas avsevärt eftersom det inte finns mer data tillgängliga för Bolmen. Denna omständighet gör det omöjligt att jämföra de olika analyserna direkt. Analysen för Bolmen visar än en gång hur viktigt det faktiskt analyserade tidsintervallet är. Även om trenden ger intrycket av att TOC-halterna minskar, kan man se höga mätvärden under 2024 som inte syns i trenden, eftersom större vikt läggs vid de andra mätningarna inom samma 24-månaders analysintervall.



Figur 4.4

Singular Spectrum analysis (SSA) för Bolmen. Den blå linjen visar trenden för ett fönster av data i 24 månader och den orange linjen säsongstrender för samma tidsfönster. De data som visas är en sammanställning av alla tillgängliga data i sjön och platsspecifika egenskaper har inte beaktats.

Även om ytterligare dataanalys har genomförts presenteras de inte i den här rapporten, då variationerna är mycket platsspecifika och en diskussion om dem faller utanför ramen för denna rapport. Ytterligare analysresultat inklusive koden som har använts för analys kan göras tillgängliga på begäran. För analyser av specifika platser rekommenderas det att undersöka om andra data kan finnas tillgängliga från andra källor än de som har använts i denna studie. Ett exempel på en sådan datakälla kan vara vattenverken själva som brukar göra analys för internt bruk, men här är det viktigt att säkerställa att den utförda analysen gjordes enligt gällande specifikation.

5 Organiskt material i dricksvatten

Till skillnad från många andra parametrar i dricksvattenberedning så medför förekomsten av organiskt material ingen direkt hälsoeffekt, men effekter på beredningsprocesserna är många och ökande halter av NOM i råvatten kan orsaka indirekta hälsoeffekter (Health Canada 2019). Negativa effekter för användaren är främst estetiska eftersom organiskt material ger upphov till färg och även kan leda till oönskad lukt och smak.

Följande avsnitt kommer att granska befintliga regelverk och gränsvärden, ge en översikt över nuvarande beredningsprocesser och deras effektivitet, samt diskutera hur framtidens dricksvattenberedning med tanke på ökande halter av NOM i råvatten kan vara utformad.

5.1 Riktlinjer och gränsvärden

Vattenproducenter ska sträva efter att producera dricksvatten av jämn kvalitet med avseende på färg och halten organiskt kol. Stora avvikelser från vanliga förhållanden ska undersökas. En totalhalt av färg i dricksvatten hos användaren ska vara under 30 mg/l Pt. För utgående vatten från dricksvattenverk ligger gränsvärdet på 15 mg/l Pt. Det är viktigt att notera att färgvärdena endast är en indikator på halten av organiskt material och inte ett direkt mått, eftersom vattnets färg kan påverkas av olika faktorer, såsom metaller, små suspenderade partiklar eller föroreningar från industri och jordbruk. Angående totalt organiskt kol (TOC) finns det ingen reglering mer än att inga onormala förändringar ska förekomma, enligt Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (Livsmedelsverket 2022). Vad det gäller absorbans på olika våglängder finns inga regleringar i Sverige. Dricksvattendirektivet (European Union 2020), som är ett minimikrav för medlemsstater som ska uppfyllas eller överträffas, sätter inget konkret värde angående färg men fastlägger att det inte ska finnas onormala förändringar; de måste vara accepterade av konsumenterna. Samma gäller för TOC utom att den måste mätas om mer än 10 000 m³ vatten levereras från samma produktionsställe. En vanlig nivå när det gäller färg i andra länder i världen är 15 *total color units* (TCU – direkt jämförbar med mg/l Pt) (US EPA 2015; Australian Government 2024; Health Canada 2025), men ytterst sällan finns det reglering när det gäller TOC i producerat dricksvatten. I Skottland, som vanligtvis också har förhöjda NOM-halter i råvatten, ligger kravet på 20 mg/l Pt för färg på dricksvatten (Drinking Water Quality Regulator for Scotland 2022).

Sammanfattningsvis är den globala trenden att färg betraktas som en estetisk parameter med rekommenderade eller sekundära gränsvärden, medan NOM och TOC ses som kritiska indikatorer för behandlingsbehov, som inte alltid är reglerade med något gränsvärde. Målet är att minska NOM-halterna för att förhindra bildningen av desinfektionsbiprodukter, snarare än att sätta direkta hälsobaserade gränsvärden för absorbans på olika våglängder eller TOC. Lokala och regionala förhållanden, inklusive råvattenkälla och desinfektionsmetod, spelar en stor roll i hur dessa parametrar hanteras i praktiken. Även om parametrar som t.ex. TOC och UV-absorbans på 254 nm saknar strikta lagstadgade gränsvärden, kräver både EU:s och Sveriges dricksvattenlagstiftning ett riskbaserat tillvägagångssätt (Livsmedelsverket 2022; European Union 2020). Varje väsentlig förändring i produktionskritiska mätvärden måste därför betraktas som en avvikelse som kräver omedelbar utredning och korrigerande åtgärder, vilket i sin tur indirekt reglerar mätvärden som saknar tröskelvärden.

5.2 Nuvarande beredningsprocesser

Följande avsnitt kommer att ge en översyn över processer för avskiljning av NOM i dricksvattenberedning och deras effektivitet när det gäller TOC-halter i råvatten. Eftersom förekomst av organiskt kol har en rad negativa aspekter på dricksvattenberedningen så eftersträvar man att uppnå en nivå av organiskt kol i vatten som inte påverkar andra behandlingsprocesser negativt. De viktigaste negativa effekterna av hög halt organiskt kol i råvatten är:

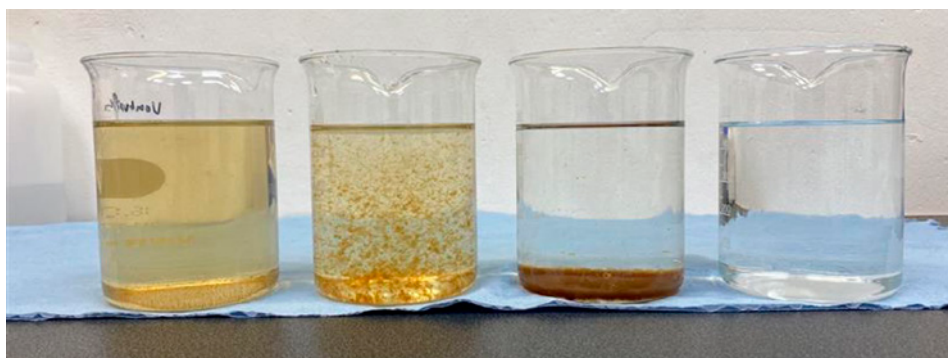
- en avsevärd försämring av reduktionen av organiska spårämnen på aktivt kol (t.ex. PFAS, läkemedel, pesticider)
- försämrade desinfektionseffekt vid UV-desinfektion
- ökad risk för bildning av desinfektionsprodukter vid kemisk desinfektion med klorbaserade kemikalier.

Vid membranprocesser som ultrafiltrering, nanofiltrering och omvänd osmos kan kolloidalt och makromolekylärt NOM orsaka fouling (beläggningar) på membranen, medan lågmolekylärt, biologiskt lättnedbrytbart organiskt material som passerar beredningsprocessen kan leda till mikrobiell tillväxt ute på ledningsnätet. Detta ger i sin tur ökade kostnader för rengöring i form av ökad förbrukning av kemikalier, högre elförbrukning och i värsta fall oönskade bakterier vid uttagspunkten. Höga halter av organiskt kol (> 10 mg/l TOC) leder till dyrare avskiljningsprocesser. Dessutom försämrades effektiviteten i efterföljande reningssteg, särskilt om vattnet även innehåller organiska spårämnen.

Alla processer beskrivs endast översiktligt, och för mer detaljerad information rekommenderas det att läsa de specifika referenser som nämns.

5.2.1 Kemisk fällning

En konventionell ytvattenberedning i dag är kemisk fällning som består av *flockning* av föroreningar följt av *sedimentering/flotation* och *filtrering*. Avskiljning av organiskt material via koagulering med järnklorid eller aluminiumsulfat är den vanligaste, historiskt beprövade och mest ekonomiska processen i dricksvattenberedningen (Sillanpää 2015; Sillanpää et al. 2018b). I koaguleringssteget destabiliseras fasta partiklar av fällningskemikalien. Detta kan innefatta bildning av små aggregat genom Brownsk rörelse. Den efterföljande processen där stora flockar bildas kallas *flockning* (eller flockulering). Efter flockning följer *sedimentering*, där man minskar vattnets flödes hastighet i beredningsprocessen och använder gravitationskraften så att bildade flockar sjunker till botten och sedimenteras som slam. Figur 5.1 visar vatten från olika steg i flockningsprocessen.



Figur 5.1

Vatten från olika steg i flockningsprocessen. Från vänster visas råvatten, flockulerande vatten, sedimenterat vatten och dricksvatten. (Foto: Kristofer Hägg).

Sedimenteringen sker vanligtvis i en sedimenteringsbassäng och resulterar i klarare vatten ovanför de sedimenterade flockarna. Avskiljningen av flockar genom sedimentering är inte fullständig och därför behövs ett filtreringssteg där resten av flockarna avskiljs. Snabbfiltrering genom sand är vanligt förekommande hos vattenverken.

Traditionellt har fällning använts som vattenberedning för att minska grumlighet, lösa färgproblem och avlägsna patogener. Det bör dock betonas att optimal reduktion av grumlighet eller färg inte alltid uppnås under samma förhållanden som reduktion av NOM (Vasyukova et al. 2012; Sillanpää 2015; Sillanpää et al. 2018b). NOM avlägsnas genom en kombination av aggregeringsmekanismer: laddningsneutralisering, infångning, adsorption och komplexbildning med metalljonerna till olösliga partikelaggregat. Vanliga fällningskemikalier som järn- eller aluminiumsalter fungerar bäst vid ett snävt pH-intervall, men fällningskemikalien påverkar också pH i vattnet och därför behövs oftast pH-justering med tillsats av syra eller bas för att nå det optimala pH-intervallet (Sillanpää et al. 2018b; Kemira Oyj 2025).

Sammansättningen hos NOM har en betydande effekt på dosen av fällningskemikalien som behövs, och med högre doser ökar kemikalieförbrukning och slammängder. Tabell 5.1 visar relationen mellan specifik UV-absorbans (SUVA), NOM-sammansättning och uppskattad borttagning av löst organiskt kol (DOC).

Specifik UV-absorbans, (SUVA) ($\text{l}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$)	Sammansättning av NOM	Fällningspotential	Reduktion av löst organiskt kol (DOC)
> 4	Huvudsakligen terrestra humusämnen med hög molekylvikt och hög hydrofobicitet.	DOC borttagning fungera bra	55–60 % för aluminium 60–75 % för järn
2–4	Blandning av akvatiskt och terrester NOM med hydrofob och hydrofil karaktär och blandade molekylvikter.	DOC-borttagning fungerar rimligt bra.	25–50 % för aluminium 45–55 % för järn
< 2	Mestadels hydrofila, icke-humösa ämnen med låg molekylvikt	DOC-borttagning fungera dåligt.	< 25 % för aluminium < 40 % för järn

Tabell 5.1

Relationen mellan specifik UV-absorbans (SUVA) och borttagning av löst organiskt kol (DOC) genom koagulering.

Eftersom sammansättningen av NOM är beroende av årstiden, med vanligtvis mer terrestert material under höglödesperioder och mer autoktont organiskt material vid högre biologisk aktivitet under sommarmånader, behövs en kontinuerlig anpassning av kemikaliadosen och pH-värdet som är avgörande för optimal avskiljning och kan förbättra processernas effektivitet avsevärt (Sillanpää et al. 2018b).

Även om koagulering, fällning och sedimentering kan vara en mycket effektiv avskiljningsmetod, förutsatt rätt kemikalier och dos, så behövs den nödvändiga infrastrukturen som inkluderar flocknings- och sedimenteringsbassänger, sandfilter och slamhantering som vanligtvis använder sig av stor markyta. Även om det finns kompakta lösningar, överträffar de konventionella lösningar när det gäller enkelhet, kostnad och underhåll när det finns utrymme att installera dem (Edzwald et al. 1999; Hlavinec et al. 2011). Eikebrokk B. et al. (2004) har dessutom visat att kemikaliadoseringen ökar betydligt med ökande färg som i sin tur påverkar slamproduktionen.

5.2.2 Elektrokemiska metoder

Intresset för elektrokemiska tekniker för dricksvattenberedning och desinfektion har ökat under de senaste åren. Metoder som elektrokoagulering (EC), elektroflotation (EF) och elektrooxidation (EO) är relativt enkla att implementera (Sillanpää 2015) och kan vara mer effektivare än traditionella processer att avskilja vissa toxiska och svårnedbrytbara organiska föroreningar. Dessutom kräver elektrokemiska metoder bara små eller inga tillsatser av kemikalier vilket kan underlätta ytterligare steg i beredningsprocessen (Sillanpää 2015).

Ett EC-system innebär flera elektrokemiska reaktioner som uppstår samtidigt på anoden och katoden, dels en primär mekanism som destabiliserar föroreningar, dels oönskade sidoreaktioner till exempel bildning av vätgas. Elektroderna kan vara av olika material beroende på vilka föroreningar som ska tas bort. Vid NOM-avskiljning är det vanligt att använda sig av elektroder av aluminium eller järn (Mohora et al. 2012). Metallhydroxider, som bildas av joner som frigörs i vattnet från elektroderna och hydroxidjoner från vattnet, har en stark förmåga att adsorbera föroreningar som NOM och kan effektivt destabilisera suspenderade partiklar. Avlägsnande av föroreningar från vatten sker genom komplexbildning eller elektrostatisk attraktion varpå de bildande flockarna kan avskiljas genom koagulering, sedimentering eller flotation (Sillanpää 2015). Som alternativ till EC finns det dessutom studier av NOM-avskiljning genom elektrooxidation (EO). Mer information finns i Mohora et al. (2012).

5.2.3 Membranfiltrering

Membranteknik används både som en fristående process och som ett komplement för att förstärka konventionella eller andra beredningsprocesser inom dricksvattenproduktion. Membran fungerar som fysiska barriärer som effektivt kan avlägsna alla partiklar som är större än membranets nominella porstorlek. Membranfiltrering kan klassas utifrån membranets porstorlek och genomsläpplighet. I ordning från öppnaste till tätaste struktur klassas membranprocesserna i mikrofiltrering (MF), ultrafiltrering (UF), nanofiltrering (NF) och omvänd osmos (RO) (Metsämuuronen et al. 2014).

Mikrofilter och ultrafilter används främst för att avskilja suspenderade fasta ämnen, bakterier, salter och peptider. Nanofilter har, på grund av sina tätare membran, möjlighet att ta bort en del mineraler och organiska komponenter, medan det vid omvänd osmos nästan bara är vatten som kan passera igenom. Porstorlek för mikrofilter och ultrafilter anges vanligtvis i mikrometer (μm) eller nanometer (nm), och för tätare ultrafilter och nanofilter anges förmågan att avskilja ämnen ofta i Dalton (Da). Dalton är en viktenhet för molekyler, och den lättaste atomen, väte, har en vikt på cirka 1 Da (Lidén 2020; Alfa Laval 2025). Alla membran är i behov av spolning och backspolning eftersom membran kan sättas igen av organiskt eller biologiskt material, som kan förekomma i form av porblockering, adsorption eller kakformation på toppen av membran. Processen kallas för *fouling* och kan vara antingen reversibel, vilket innebär att den kan avlägsnas genom mekanisk eller hydraulisk backspolning (eventuellt förstärkt med en kemisk underhållsspolning), eller irreversibel, vilket kräver en mer intensiv kemisk rengöring (CIP) för att åtgärdas (Lidén 2020).

Den egenskap hos organiskt material som betyder mest vid avskiljning med membranfiltrering är molekyelstorleken som kan variera mellan årstider och vattenkälla. Sjöar och vattendrag domineras i regel av högmolekylärt (terrestert) organiskt material, medan grundvatten domineras av lågmolekylärt material eftersom en stor del av det terrestra materialet avskiljs naturligt under infiltrationen i marken. Säsongsvariationen beror bland annat på hydrologiska faktorer som tillför mer terrestert material under högfloödesperioder. Under sommaren ökar dessutom den biologiska aktiviteten, vilket resulterar i en högre produktion av autoktont organiskt material, samtidigt som solens UV-strålning har förmågan att bryta ner det organiska materialet till mindre molekyler.

På grund av sin porstorlek kan mikrofilter och ultrafilter inte avlägsna merparten av NOM-föreningar och måste därför kombineras med förfällning, direktfällning eller andra processer för att vara effektiva när det gäller NOM-avskiljning (Keucken et al. 2017). Nanofilter kan reducera organiskt kol i vatten upp till 90 procent. Det är endast lågmolekylärt organiskt material som passerar genom NF, men höga halter organiskt material påverkar genomflödes hastigheten och därmed den kvantitativa kapaciteten (Lidén et al. 2015). Enligt (Metsämuuronen et al. 2014) kan NOM avskiljas nästan fullständigt om nanofiltermembran har en så kallad cut-off (portäthet) mellan 100–400 Da. Nanofilter är dock mycket känsliga för organisk fouling, eftersom det filtrerade

materialet kletar fast på membranytan och täpper till porytorna. Därför rekommenderas en förbehandling i form av kemisk fällning eller ultrafiltrering för att skydda filtret.

Det finns stor potential för membranfiltrering i dricksvattenberedning och den har blivit mer och mer populär i Sverige. En detaljerad analys av hela processen, erfarenheter och lämpliga kombinationer med andra processer hittas i SVU-rapport 2015-20 av Lidén et al. (2015) eller i Cevallos-Mendoza et al. (2022) och Charcosset (2022).

5.2.4 Oxidation

Avancerade oxidationsprocesser (AOP) syftar till att effektivt avlägsna organiskt material och andra föroreningar genom att generera högreaktiva radikaler, främst hydroxylradikaler. Dessa radikaler fungerar som oxidationsmedel och kan bryta ner komplexa organiska molekyler till enklare, mindre skadliga föreningar, eller till och med mineralisera dem helt till koldioxid och vatten (Hübner et al. 2024). Eftersom hydroxylradikaler attackerar icke-selektivt bör sammansättningen av organiskt material inte spela så stor roll. Trots detta visar olika studier att material med hög andel aromatiska strukturer och konjugerade dubbelbindningar (vilket ofta utgör den högmolekylära, hydrofoba fraktionen) påverkas mest, eftersom dessa elektronrika områden är särskilt mottagliga för radikalangrepp (Sillanpää et al. 2018a). Vanliga kombinationer av avancerade oxidationsprocesser (AOP) för borttagning av organiskt material inkluderar:

- 1) ozon (O_3) och väteperoxid (H_2O_2),
- 2) ozon och UV-ljus, eller
- 3) UV-ljus och väteperoxid.

Det är värt att notera att de två kombinationer som inkluderar UV-ljus (ozon/UV och UV/) kräver betydligt högre UV-doser än vad som används vid konventionell UV-desinfektion. Medan desinfektion syftar till att inaktivera patogener vid relativt låga energier, kräver avancerade oxidationsprocesser (AOP) en radikalbildande fotolys (Stefan 2017; Hübner et al. 2024). Detta medför en energiinsats som ofta är tio till hundra gånger högre. Då processen är platsspecifik krävs noggrann karakterisering av organiskt material i råvattnet för optimering samt för att undvika oönskade bieffekter. Vid en sådan karakterisering är det främst parametrar som totalt organiskt kol (TOC), SUVA samt vattnets alkalinitet som behöver analyseras, då exempelvis bikarbonatjoner kan fungera som radikalångare och hämma processen. En av de mest kritiska bieffekterna är bildandet av desinfektionsbiprodukter (DBP), såsom bromat eller klorerade biprodukter. Därför är individuella mätningar av desinfektionsbiprodukter (DBP) och vattnets inneboende bildningspotential avgörande för att bedöma om en viss behandling med avancerade oxidationsprocesser (AOP) faktiskt är lämplig för råvattnet. På grund av denna komplexitet kommer inga ytterligare detaljer att beskrivas här. Mer ingående information kan hittas i Stefan (2017), Sillanpää Ncibi & Matilainen (2018) eller Hübner et al. (2024).

5.2.5 Adsorption

Adsorption är en process där atomer, joner eller molekyler fastnar på ytan av ett fast eller flytande material från en gas eller vätska. För att ett adsorptionssystem ska fungera optimalt är det avgörande att förstå de olika typerna av adsorbenter. En bra adsorbent kännetecknas framför allt av en välutvecklad porös struktur och en stor specifik yta. Dessutom är det fördelaktigt med en kort jämviktstid, vilket gör att föroreningar kan avlägsnas snabbare. De mest effektiva adsorbenterna för avskiljning av målämnen har alltså en stor yta, hög porositet och uppvisar en snabb adsorptionskinetik. (Bhatnagar et al. 2017).

Det mest etablerade och frekvent använda materialet i fullskalig dricksvattenproduktion är aktivt kol, vilket appliceras antingen som granulerat aktivt kol (GAK) i fasta filterbäddar eller som pulveriserat aktivt kol (PAK) vilket doseras direkt i vattenströmmen (Sillanpää 2015). I fullskaliga applikationer används aktivt kol främst för att avlägsna mikroföroreningar (såsom PFAS och pesticider) samt för att reducera lukt- och smakämnen, där även vissa fraktioner av organiskt material avskiljs simultant (Ahrens et al. 2025).

Organiskt material uppvisar dock stor variation i adsorptionsbenägenhet. Generellt fastnar de mindre, mer hydrofoba och aromatiska fraktionerna av organiskt material väl på aktivt kol, medan mer hydrofila fraktioner med låg molekylvikt har låg affinitet för kolets yta. Detta skapar en påtaglig konkurrenssituation i praktiska tillämpningar. Eftersom bakgrundshalten av organiskt material är betydligt högre än halterna av målföroreningar, tenderar det organiska materialet att blockera kolets porer och ockupera aktiva ytor. Detta minskar kolets kapacitet och livslängd för de föroreningar man primärt önskar reducera (Zietzschmann et al. 2016; Bhatnagar et al. 2017; Ullberg 2022).

Även om alternativa adsorbenter (såsom jonbytarmaterial eller modifierade mineraler) undersöks för att specifikt rikta in sig på olika fraktioner av organiskt material, befinner sig dessa applikationer fortfarande huvudsakligen i laboratorieskala eller tidig pilotfas (Sillanpää 2015; Ullberg 2022).

5.2.6 Jonbyte

Jonbyte är en kemisk reversibel metod som effektivt byter ut laddade partiklar, det vill säga joner, mellan en fast och flytande fas. Den fasta fasen kallas för jonbytarmassa (resin), och beroende på vilka joner som byts ut kan jonbyte delas in i katjon- eller anjonbyte (Wright 2022). Hur effektivt organiskt kol kan avlägsnas genom jonbyte beror till stor del på dess karaktär. Eftersom en betydande del av det organiska materialet i ytvatten består av negativt laddade funktionella grupper (främst karboxylsyror), är det främst fraktioner med hög laddningsdensitet och lägre till medelhög molekylvikt som avlägsnas mest effektivt genom jonbytesmekanismer (Fransson 2012; Grefte et al. 2013).

Jonbyte kan appliceras antingen i konventionella fasta bäddar eller genom suspenderade processer där jonbytarmassan doseras och blandas direkt i vattenströmmen. I de suspenderade systemen blandas finfördelade partiklar av jonbytarmassa med råvattnet för att binda de negativt laddade humusämnena och byta ut dem mot kloridjoner, varpå jonbytarmassan efteråt avskiljs från vattenfasen. En stor teknisk utmaning med suspenderade system är risken för så kallad *carry-over*, vilket innebär svårigheter med att fullständigt avskilja all jonbytarmassa från det behandlade vattnet. Eftersom merparten av kommersiella jonbytarmassor är uppbyggda av syntetiska polymerer, innebär en otillräcklig avskiljning en oönskad spridning av mikroplaster till efterföljande processteg (Eilers 2008; Grefte et al. 2013; Levchuk et al. 2018). Potentialen för anjonbyte i svenska dricksvattenverk har bland annat utvärderats i en pilotstudie, där tekniken visat god förmåga att reducera organiskt material och därmed minska behovet av efterföljande koagulering (Lavonen et al. 2018).

För att bibehålla jonbytarnas effektivitet krävs regelbunden regenerering, vilket utförs genom att skölja materialet med en koncentrerad saltlösning (NaCl). Saltlösningen ersätter då de adsorberade humusämnena på jonbytarmassan med kloridjoner, så att materialet kan återanvändas i reningsprocessen. En oundviklig restström från regenereringen är en saltrik humuslösning som innehåller de avlägsnade organiska ämnena. Denna restström kräver noggrann och miljömässigt korrekt hantering, ofta genom kemiska eller fysikaliska metoder för att avlägsna humusämnena och eventuellt återvinna saltet.

Trots processens effektivitet påverkas dock förmågan att avlägsna NOM av närvaron av andra anjoner i vattnet. Ytterligare studier är därför nödvändiga för att optimera jonbytesprocessernas prestanda och samtidigt minska kostnaderna i framtiden (Fransson 2012; Sillanpää 2015).

5.2.7 Effektivitet hos dagens vanligaste metoder för borttagning av löst organiskt kol

Tabell 5.2 ger en översikt av de vanligaste metoderna som används i nuläget för borttagning av organiskt kol i dricksvattenberedning. Tabellen visar hur bland annat kostnader och kemikaliebehov ökar med stigande effektivitet hos DOC-borttagningen.

	Beredningsprocess							
	Råvattenkälla	Infiltrering	Långsamfilter	Aktivt kol	Fällning/flockning/snabbfilter	Fällning (och sedimentering) följt av ultrafilter	Nano-filter	Omvänd osmos
Borttagning av DOC (%)	Ytvatten	30–50	0–10	0–10	40–70	40–70	30–95	90–99
	Grundvatten	0–10	0–10	0–10	10–20	10–20	30–95	90–99
Kemikaliebehov		inget	inget	inget	medel	medel	högt	mycket högt
Energibehov (kWh/m ³)		0,05	0,05	0,1	0,1	0,2	0,5	1,5
Ytbehov (m ³ /h per m ²)		0,002	0,15	2,0	0,25	3,0	1,5	1,0
Driftkostnad (SEK/m ³)		0–1	1–2	1–3	2–4	3–5	3–10	5–25

5.3 Framtidens beredningsprocesser

Förändringarna av NOM i råvatten utgör en betydande utmaning för framtidens dricksvattenproduktion. För att möta dessa utmaningar kommer framtida vattenberedningsstrategier sannolikt att kräva anpassningsförmåga och innovation på flera fronter. För att möta utmaningarna med stigande halter av organiskt material i befintliga råvattentäkter kommer framtidens vattenrening sannolikt att kräva en kombination av flera samverkande processteg, snarare än förlitande på en enskild teknik.

Oxidation före kemisk fällning

Konventionella metoder som fällning, flockning och filtrering kommer att fortsätta spela en grundläggande roll, men deras effektivitet kan förstärkas genom integration med andra processer. Exempelvis kan en kontrollerad förbehandling med ozonering eller avancerade oxidationsprocesser (AOP) under specifika förhållanden förbättra den efterföljande konventionella fällningen. Vid kemisk fällning är det generellt de större, hydrofoba fraktionerna av organiskt material som avskiljs lättast, medan mindre och mer hydrofila fraktioner är mer svårfällda (Matilainen et al. 2011). Genom en mild oxidation introduceras nya syrehaltiga funktionella grupper i det organiska materialet, vilket kan inducera så kallad mikroflockning och underlätta komplexbindningen till koaguleringsmedlet. Det är dock kritiskt att oxidationen inte är för kraftig, eftersom en omfattande nedbrytning till mycket små och utpräglat hydrofila molekyler istället försämrar fällningsprocessens totala avskiljningsgrad (Sillanpää 2015; Sillanpää et al. 2018a). Rätt optimerad kan processkombinationen både öka reduktionen av det svårfällda organiska materialet och minska bildningen av efterföljande desinfektionsbiprodukter.

Membranteknik

Även användningen av membrantekniker som nanofiltrering och ultrafiltrering, ofta i kombination med andra steg, kommer att bli allt viktigare för att uppnå höga avskiljningsgrader av organiskt material. Implementeringen av membranteknik innebär dock flera tekniska och ekonomiska överväganden; utöver en betydande energiåtgång och komplex hantering av den koncentrerade restströmmen, utgör organiskt material en direkt drivkraft för membranfouling (igensättning). Denna *fouling* kräver regelbunden kemikalierentvätt och påverkar membranens livslängd, vilket i sin tur ökar anläggningens drift- och underhållskostnader (Lidén et al. 2015; Keucken 2017; Health Canada 2019).

Tabell 5.2

Översikt av de vanligaste metoderna för borttagning av organiskt kol som används i dricksvattenberedningen och deras effektivitet beroende på råvattenkälla, kemikaliebehov, energibehov, ytbehov och ungefärliga driftkostnader (Stand 2025)

Jonbyte och keramiskt mikrofilter

Lösningar som suspenderat jonbyte i kombination med keramiskt mikrofilter och granulerat aktivt kol (GAK) har också visat stor potential för selektiv avskiljning av olika fraktioner av organiskt material (Fransson 2012; Abbasi et al. 2024). I denna sekvens kompletterar processerna varandra genom att det suspenderade jonbytet primärt avlägsnar den laddade fraktionen med låg till medelhög molekylvikt, medan det keramiska mikrofiltret fungerar som en absolut barriär för makromolekyler och suspenderade partiklar. Det avslutande GAK-steget kan därefter mer effektivt polera vattnet genom att adsorbera kvarvarande oladdade, hydrofoba föreningar samt mikroföroreningar, vilket tillsammans ger en mycket hög total avskiljningsgrad.

Förstärkt fällning

Det finns stor potential att optimera och förbättra befintliga beredningsprocesser för att hantera förändrad NOM-sammansättningen. Forskning fokuserar på att förbättra fällningsprocessen genom att justera typ av fällningskemikalie och dosering baserat på specifika NOM-egenskaper, såsom hydrofobicitet och molekylvikt. Till exempel har förstärkt fällning (*enhanced coagulation*) visat sig vara effektivare för att avlägsna hydrofila NOM-fraktioner, som blir allt vanligare i vissa råvatten (Galjaard et al. 2018; Hailu et al. 2025). Till skillnad från konventionell fällning, som optimeras för att avlägsna partiklar och grumlighet, innebär förstärkt fällning att processen medvetet optimeras för maximal reduktion av just upplöst organiskt material (DOM), som uppnås i praktiken genom optimering av pH-värde och förändrad kemikaliedos (Matilainen et al. 2011)

Anpassad övervakning av råvattnet

Den ökade variabiliteten i sammansättningen av NOM, som diskuteras i avsnitt 5.4, visar tydligt behov av en mer anpassad övervakning av råvattnet för att kunna justera behandlingsprocesserna i realtid. Utvecklingen av snabbare metoder för onlineanalys kommer att vara kritisk för att möjliggöra justeringar av beredningsprocesserna och därigenom bibehålla hög vattenkvalitet och minimera bildning av desinfektionsbiprodukter (DBP) (DeMont et al. 2024).

Strategiska val

Att upprätthålla hög dricksvattenkvalitet till ett acceptabelt pris när råvattenkvalitet och tillgång förändras är en ständig utmaning, som ytterligare försvåras av NOM-förändringarna. Avancerade behandlingsmetoder och mer intensiv NOM-övervakning kan medföra högre investerings- och driftkostnader. Det kan därför vara nödvändigt att finna en optimal kompromiss mellan bästa tänkbara vattenkvalitet och en ekonomiskt hållbar lösning. Detta kan innebära strategiska val som fokuserar på att effektivt avlägsna de mest problematiska NOM-fraktionerna snarare än att försöka avlägsna allt organiskt material. De huvudsakliga fraktionerna av organiskt material, deras specifika påverkan på dricksvattenkvalitet och beredningsprocesser sammanfattas i Tabell 5.3. För att säkerställa acceptans och förtroende hos konsumenten behövs en ständig dialog och samverkan med myndigheter som Livsmedelsverket och Havs- och vattenmyndigheten.

Fraktion av organiskt material	Karaktär/Egenskap	Specifikt problem i vattenverket eller ledningsnätet
Biotillgängligt organiskt material (AOC / BDOC)	Lågmolekylära, lättnedbrytbara föreningar	Fungerar som näring för bakterier och orsakar mikrobiell tillväxt (biofilm) i ledningsnätet, vilket hotar den mikrobiologiska säkerheten.
Biopolymerer	Högmolekylära, hydrofila ämnen	Främsta orsaken till membranfouling (igensättning av ultra- och nanofilter), vilket ökar energi- och rengöringsbehovet.
Humusämnen (huminsyror / fulvosyror)	Högmolekylära, starkt färgade och aromatiska föreningar	Orsakar estetiska problem (gult/brunt vatten, smak och lukt) samt agerar som primär prekursor för bildandet av desinfektionsbiprodukter (DBP) vid klorering.
Lågmolekylära syror och neutrala ämnen	Små, hydrofila och ofta oladdade molekyler	Mycket svåravlägsnade med konventionell fällning och jonbyte; slinker lätt igenom processerna och konkurrerar ut mikroföröreningar i aktivt kol.

5.4 Koncentration eller karaktär

Karaktären hos NOM har en betydande roll när det gäller effektiviteten hos avskiljningsprocesser och har redan delvis diskuterats i avsnitt 5.2.1. Även om det fortfarande inte är vanligt att karakterisera NOM-fraktioner varje gång man mäter har det under de senaste åren blivit allt vanligare att följa utvecklingen av NOM:s karaktär. Detta beror sannolikt delvis på tillgång till mer sofistikerade mätmetoder och instrument, vilket möjliggör mer detaljerade analyser. Dessutom minskar tiden som behövs för att utföra sådan analys (Matilainen et al. 2011).

Det visar sig att förändrad markanvändning och klimatförändringar påverka NOM:s karaktär. Främst ökar variabilitet och fördelning av olika fraktioner. Dessutom förändrar sig karaktären så att det blir mer av den fraktion som ofta är mer utmanande att avlägsna med vanliga metoder som koagulering (Knap-Baldyga et al. 2023; Mou et al. 2025). Utöver att NOM:s karaktär med stor sannolikhet kommer att förändras i framtiden, så finns det också en naturlig variation med årstider och väder som påverka karaktären på kort sikt (Health Canada 2019).

Den observerade, långsammare takten och ibland stabilisering av ökade trender av löst organiskt material (DOM) i vatten kan åtföljas av förändringar i karaktären. Dessa förändringar är inte alltid uppenbara med de relativt enkla mätmetoder som används i dag (Beier et al. 2025). Dessutom finns det tydliga variation hos sammansättningen av NOM i stora sjöar, eftersom deras omsättningstid kan skilja sig mellan olika delar. Därmed påverkas förhållandet mellan alloktion löst organiskt material och autokton löst organiskt material. Områden där vattnet har längre uppehållstid tenderar att uppvisa en högre andel autokton NOM som i de flesta fall är svårare att avlägsna med vanliga beredningstekniker, som till exempel fällning (Klante et al. 2021; Abbasi et al. 2024).

He et al. (2024) visar att kemikalier som används för kemisk fällning har varierande effektivitet och har möjlighet att avlägsna en större bredd av olika fraktioner av organiskt material än vad som uppnås med konventionell standardfällning. Det finns dock fortfarande en del okända parametrar för att förbättra dricksvattenberedning med hänsyn till avskiljning av organiskt material och hur processerna bäst anpassas till snabba förändringar i råvatten. Förutom konsekvenserna för avlägsnandet av NOM uppstår en ökad utmaning att hantera mängden och variationen av desinfektionsbiprodukter (DBP). Förändrad karaktär hos NOM, speciellt alloktont organiskt material kan leda till nya och hälsofarliga typer av desinfektionsbiprodukter (DBP) vid kemisk desinfektion (Li et al. 2025). Detta ökar risken för förhöjd cytotoxicitet och genotoxicitet, vilket kan leda till att dricksvattnet inte längre uppfyller lagstiftningens krav på att vara hälsosamt och rent,

Tabell 5.3

Översikt över fraktioner av organiskt material och tillhörande problematik inom dricksvattenrening.

eller i värsta fall att specifika gränsvärden överskrids enligt Livsmedelsverket (2022).

Trots ett ökande antal studier om förändringar i sammansättningen av NOM är dess fulla komplexitet och bakomliggande drivkrafter ännu inte helt klarlagda. Aktuell forskning pekar dock på att förändringar i sammansättningen av NOM i sjöar främst styrs av förändrad markanvändning, klimatets variabilitet samt förändringar i den hydrologiska regimen, vilka i sin tur till stor del är kopplade till klimatförändringar.

För att förbättra dricksvattenberedningen krävs mer högupplösta mätningar och avancerade analystekniker, såsom kontinuerlig online-spektroskopi (UV-vis) och fluorescensmätningar, vilka kan ge realtidsinformation om materialets kemiska karaktär. Detta kan i sin tur kompletteras med surrogatparametrar (ersättningsmätningar) som möjliggör tidig prediktion av förändringar i det organiska materialets sammansättning (Andersson et al. 2024; Haaland et al. 2024; Beier et al. 2025). Dessutom är järnets kemiska påverkan på rörligheten av organiskt material i skogs- och toryrmarker en kritisk faktor som behöver ytterligare analys. Järn binder starkt till humusämnen i markprofilen, och förändringar i markens surhetsgrad, syrehalt eller vattenflöden kan bryta dessa bindningar, vilket leder till en ökad frigöring och transport av både järn och organiskt material till närliggande vattendrag (Björnerås et al. 2021; Evans et al. 2024; Lambert et al. 2024). Tyvärr tillåter dagens data inte modellering av framtida förändringar av NOM-karaktären för att ge en heltäckande bild över Sverige, och den lokala variabiliteten kan dessutom göra sådan modellering svår genomförbar.

5.5 Riktvärde eller något annat?

Många svenska dricksvattenproducenter står inför stora investeringar, främst beroende på vattenverkens ålder. Sådana investeringar ska vara hållbara, genomtänkta och kunna hantera framtida krav på vattenkvalitet och vattenkvantitet (Svenskt Vatten 2023).

När det gäller reglering av dricksvattenkvalitet innehåller både det europeiska dricksvattendirektivet (European Union 2020) och Livsmedelsverkets nationella föreskrifter (Livsmedelsverket 2022) redan parametrar för organiskt material i det färdiga dricksvattnet. De anges främst genom indikatorparameter som totalt organiskt kol (TOC) där lagstiftningen anger att halten ska vara utan onormala förändringar och att vattnet ska vara hälsosamt och rent. Dessutom regleras andra parametrar som färg eller lukt och smak som är direkt kopplade till närvaro av organiskt material. Att regelverken inte slår fast ett stelt, absolut gränsvärde för totalt organiskt kol (TOC) beror just på det organiska materialets komplexitet; en hög TOC-koncentration är inte per definition skadlig eller toxisk i sig, utan det är materialets specifika kemiska karaktär (såsom biotillgänglighet eller benägenhet att bilda biprodukter) som avgör riskerna. Det är denna nyansering som har flyttat diskussionen inom VA-branschen från att enbart titta på det färdiga dricksvattnet till att undersöka potentialen för ett riktvärde även för råvattnet i tåkten.

Diskussionen om att införa ett riktvärde för totalt organiskt kol (TOC) som en indikator för organiskt material i råvatten för dricksvattenproduktion togs upp flera gånger under VA-branschens seminarium. Frågan är komplex, särskilt i en svensk kontext där dricksvattenförsörjning är en icke-vinstdrivande verksamhet med fokus på samhällsnytta (Svenskt Vatten 2017, 2025). En sådan åtgärd har potentiella fördelar för vattenkvaliteten och beredningsprocesserna, men den medför också betydande utmaningar gällande tillförlitlighet och kostnadseffektivitet.

Fördelar med att etablera ett riktvärde för råvatten är att processkontrollen på vattenverken skulle kunna förbättras och risken för bildning av desinfektionsbiprodukter kunna minskas. Dessutom kan riktvärden hjälpa till att förebygga operativa problem genom att driva på åtgärder vid källan. Slutligen ökas också medvetenheten om råvattens kvalitetsbehov hos befolkningen vilket kan leda till att skyddsåtgärder, som till exempel skyddsområden, kan vara lättare att etablera.

Som diskuterats i avsnitt 5.4 är både NOM:s karaktär och NOM:s koncentration mycket variabel och påverkas av flera faktorer som avrinningsområdets karaktär, klimatförändringar samt vattentäktens karaktär och egenskaper. Dessutom är TOC-koncentrationen platsspecifik och förhållandet till färg och andra kvalitetsavgörande parametrar varierar mycket. Denna omständighet kan göra att ett riktvärde för råvatten kan bli omöjligt att uppfylla under vissa tider eller gör det helt irrelevant och att undantag behövs. Utöver svårigheter med den praktiska tillämpningen skulle ett stelt nationellt riktvärde för råvatten skapa stora administrativa utmaningar. I takt med att ökningen av löst organiskt material fortsätter, riskerar annars fullgoda och nödvändiga vattentäkter att överskrida värdet. Detta skulle i sin tur tvinga fram omfattande och potentiellt ekonomiskt ohållbara processanpassningar på vattenverken, trots att det färdiga dricksvattnet redan uppfyller alla kvalitetskrav.

Projektets rekommendationer när det gäller riktvärde för råvatten

- I stället för strikta riktvärden rekommenderas från projektet att det fokuseras på förbättrad råvattenkontroll och effektiva åtgärder för att minska NOM-belastningen redan vid källan, vilket är den mest kostnadseffektiva långsiktiga lösningen både för nuvarande och kommande generationer.
- Åtgärder bör alltid utformas i samarbete med alla intressenter och på så sätt att de blir en vinst för alla som påverkas.
- En annan viktig strategi är kontinuerlig övervakning av det organiska materialets kemiska karaktär i realtid med hjälp av optiska sensorer, såsom UV-vis-spektrofotometrar och fluorescenssensorer, snarare än enbart mäta kvantitet. Genom att extrahera specifika parametrar, till exempel SUVA eller fluorescensindex, kan man direkt identifiera förändringar i andelen aromatiska humusämnen eller lättnedbrytbara biopolymerer och justera beredningsprocesser därefter.
- Den förra punkten möjliggör utvecklingen av flexibla och adaptiva beredningsstrategier. Informationen från sensorerna kan användas för att göra realtidsjusteringar i driften; exempelvis kan en plötslig ökning av aromatiskt material styra en automatisk höjning av koaguleringsdosen eller en sänkning av fällnings-pH, medan en ökning av biopolymerer signalerar behovet av tätare spolsekvenser eller ändrade backspolningsrutiner för anläggningens membranprocesser.
- Projektet rekommenderar en riskbaserad bedömning där vattenverk hanterar det organiska materialet utifrån sina specifika förutsättningar och prioriterar avlägsnande av de mest problematiska fraktionerna som bidrar till exempelvis bildning av desinfektionsbiprodukter (DBP).

6 Åtgärder och möjliga framtidslösningar

Som beskrivet i avsnitt 1.2 leder ökande halter av organiskt material i våra vatten till ett flertal oönskade effekter. Dessa fenomen förväntas förstärkas med kommande förändringar av klimatet och resulterande effekter på hydrologin. Detta kapitel syftar till att belysa åtgärder som kan hjälpa till att mildra eller i bästa fall minska effekter av ökande NOM-belastningar. Åtgärderna kommer att presenteras utifrån ett systemperspektiv, indelat i insatser som kan göras i avrinningsområdet (uppströms råvattenintag), inom själva dricksvattenberedningen samt i distributionsnätet (nedströms vattenverk).

6.1 Åtgärder uppströms

Åtgärder som kan implementeras på avrinningområdesskala är motiverade och inspirerade av drivkrafter som diskuterades i avsnitt 1.2. Dessutom använder de sig oftast av biogeokemiska processer och avser att skapa miljöer som anses producera och släppa mindre mängder organiskt material till vattenekosystemen.

Förändrad markanvändning

Barrskogen är den dominerade skogstypen i Sverige och utgör 82 % av den svenska skogsmarken (Nilsson et al. 2022). Plantering av barrskog har diskuterats som en väsentlig påverkansfaktor till brunifiering (Škerlep et al. 2020). Barrskog läcker generellt sett mer organiskt material än lövskog till vattendrag, och det beror främst på skillnader i förna och markförhållanden. Barr behöver flera år för att brytas ner. Den långsamma nedbrytningsprocessen skapar ett tjockare förnalager som läcker ut mer organiskt material till vattendrag. Lövskogar har oftast mer näringsrik mark och snabbare nedbrytning av förna, vilket tenderar att binda organiskt material bättre i marken. Främst på grund av tjockare förnalager i barrskog jämfört med lövskog är läckaget av organiskt material högre till vattendrag, och detta förhållande är signifikant speciellt i kantzonen mellan vattendrag och skogen.

En anpassad skogsförvaltning som främjar större bestånd av löv- och blandskog, särskilt i närheten av mindre vattendrag, har diskuterats i flera studier som en potentiell begränsningsåtgärd för läckage av organiskt material (Kritzberg et al. 2020; Blanchet et al. 2022; Rankinen et al. 2023). Dessutom har riktad skötsel av undervegetationen föreslagits för att minska de huvudsakliga källorna till löst organiskt kol (DOC) (Hensgens et al. 2020). Förutom adaptivt skogsbruk anses förbättrat och ökat skydd och utvidgning av kantzoner vara en effektiv åtgärd, särskilt i den boreala regionen och på platser för kalavverkning (Kuglerová et al. 2014; Myrstener et al. 2025).

Människan har förändrat landskapet och format det efter sina önskemål under århundraden, vilket inte bara har lett till förändrade vägar för vatten som rör sig genom landskapet och förändrad hydrologi i olika skalor, utan också påverkat hur kol transporteras genom ekosystemet (Arevalo et al. 2011). Våtmarker är den landskapstyp som har minskat mest under människans påverkan på landskapet och med det deras funktion som kolsänka samt deras hydrologiska funktion som buffert och påverkan på regional markfuktighet (Toth 2021). Deras betydelse för hydrologin liksom deras förmåga att fungera som verktyg för att minska klimatpåverkan, främst deras förmåga att binda kol, har uppmärksamats under de senaste åren och deras konstruktion och återställning stöds i flera projekt (Toth 2021, 2021; Child 2024, 2025; t. ex. Bullock et al. 2025; The Rewet Team 2025). Under rätt förhållanden kan våtmarker inte bara vara

en användbar åtgärd för att binda kol, utan även som hydrologisk buffert (som skydd mot översvämningar eller ökat grundvattenbildning), för näringsretention (motverkan av övergödning) samt för begränsning av utsläpp av organiskt material till vattendrag (Härkönen et al. 2023; Borgström et al. 2024; Djerf 2025). Figur 6.1 visar en våtmark skapad sydväst om Kristianstad som en del av projektet Land4Climate (Biosfärområde Kristianstads Vattenrike 2024).



Figur 6.1

En artificiellt skapad våtmark sydväst om Kristianstad med huvudsyfte att hålla kvar näringsämnen och att vara en hydrologisk retentionsbassäng.

Tekniska lösningar för bättre råvatten

Många av de metoder som används för att effektivisera dricksvattenproduktionen bygger på en optimering av naturens egna reningsprocesser, vilket till stor del tillämpas redan i dag genom exempelvis konstgjord infiltration och sandfiltrering.

En möjlighet är att använda sig av flera intagsplatser för råvatten, som kan vara helt olika råvattentäkter eller samma täkt där man skifta mellan olika intagsdjup. Intagsplatserna kan växlas beroende på årstid och väderförhållanden och ge stabilare råvattenkvalitet. En annan lösning är att blanda vatten från olika källor för att skapa ett mer balanserat råvatten som är enklare att behandla. Denna strategi är dock inte alltid helt enkel att genomföra i praktiken. Det handlar inte bara om utmaningen i att blanda ytvatten med grundvatten, utan även blandning av två kemiskt olika ytvatten eller två skilda grundvatten kan skapa problem. Vatten från olika källor kan till exempel ha olika pH, hårdhet, temperatur och jonbalans. När dessa möts kan det leda till kemisk instabilitet, förändrad flockningsförmåga eller oönskade utfällningar, vilket kräver att beredningsstegen på vattenverket är extremt flexibla för att kunna hantera det blandade inflödet.

Att efterlikna naturens egna reningsprocesser är en välbeprövad och etablerad strategi inom dricksvattenberedningen. Ett tydligt exempel på detta är konstgjord infiltration, där ytvatten leds genom naturliga grus- och sandlager för att reducera halten av organiskt material och sänka TOC-koncentrationen innan vattnet tas ut som grundvatten (Hägg et al. 2018). För att uppnå liknande naturliga reningseffekter direkt i avrinningsområdet kan naturbaserade lösningar, såsom anläggande och återskapande av våtmarker, användas för att fördröja och filtrera vattnet innan det når råvattentäkten. Det saknas dock fortfarande tillräcklig forskning om hur storskaliga förändringar i

avrinningsområdet och brunifieringen på sikt påverkar den långsiktiga kvaliteten och organiska sammansättningen i våra grundvattentillgångar.

6.2 Åtgärder nedströms

I vattenverket

Nedströms råvattenintaget ligger fokus för åtgärder främst på att förbättra själva vattenverket, vilket har diskuterats i avsnitt 5.3. Detta innebär att anpassa och optimera befintliga processer som fällning, flockning och filtrering, samt att eventuellt implementera mer avancerade beredningstekniker för att effektivt hantera förhöjda NOM-halter och ändring av NOM-sammansättningen.

I ledningsnätet

Utöver reningsstegen på vattenverket omfattar åtgärderna nedströms även aktiv hantering och övervakning med koppling till distributionsnätet. Kvarvarande organiskt material, särskilt dess biologiskt lättnedbrytbara fraktioner, fungerar som näring för bakterietillväxt och biofilmer i ledningsnätet. Det krävs både noggrann kontroll och fysiska underhållsåtgärder. Genom att använda avancerade optiska sensorer och övervaka syreförbrukningshastigheter kan vattenverken säkerställa att ett biologiskt stabilt vatten lämnar verket, vilket minskar risken för mikrobiell tillväxt under transporten till konsumenten (McEvoy 2024). Vid behov kan detta kombineras med fysiska underhållsmetoder i nätet, såsom kontrollerad spolning eller mekanisk rengöring för att avlägsna det organiska material som ackumulerats över tid.

6.3 Utmaningar med implementering och finansiering av åtgärder

Implementeringen av åtgärder för att motverka ökande halter av NOM i råvatten står inför en rad komplexa utmaningar. Dessa utmaningar sträcker sig från praktiska begränsningar och ekonomiska hinder till behovet av bred samverkan och anpassade regelverk. Dessutom är det inte alltid klart om implementering av åtgärden uppnår önskad effekt (Kalén 2007; Kritzberg et al. 2020; Härkönen et al. 2023; Borgström et al. 2024; Myrstener et al. 2025).

En av de mest påtagliga utmaningarna är behovet av fysisk plats för många av de föreslagna åtgärderna. Att anlägga nya våtmarker, infiltrationsdammar eller förbättra befintliga vattenverk för att hantera högre NOM-halter kräver ofta betydande markområden. I tätbebyggda eller värdefulla naturmiljöer kan tillgången till lämplig mark vara starkt begränsad, vilket försvårar eller förordyrar implementeringen avsevärt. Därtill är dessa åtgärder ofta tidskrävande att planera, finansiera och genomföra. Från initiala utredningar och tillståndsfrågor till själva byggnationen och uppföljningen kan det dröja flera år, eller till och med decennier, innan full effekt uppnås. Detta skapar en tröghet i systemet som gör det svårt att snabbt anpassa sig till förändrade NOM-trender.

Den ekonomiska aspekten utgör också ett stort hinder. Åtgärder för att minska NOM-belastningen kostar pengar och är inte ekonomiskt hållbara i nuläget utan nya finansieringsmodeller (Kasimir et al. 2024). Investeringar i nya beredningstekniker, såsom membranfiltrering eller avancerad oxidation, samt storskaliga landskapsåtgärder som anläggning av reningsdammar eller förändrad skogsbruksmetodik, medför betydande kapital- och driftkostnader. Dessa kostnader faller ofta på vattenproducenterna och därmed i slutändan på konsumenterna, vilket kan leda till höjda taxor och minskad acceptans. Brist på incitament och otillräcklig finansiering för åtgärder i avrinningsområden, som ofta är utanför vattenverkens direkta kontroll, förstärker problemet.

Effektiv implementering kräver en hög grad av involvering av intressenter. Detta inkluderar en rad aktörer såsom VA-organisationer, kommuner, länsstyrelser, miljöorganisationer, forskare och inte minst markägare. Många av de mest effektiva åtgärderna för att minska NOM-flödet till vattentäkter, till exempel förändrade dräneringsmönster, dikning eller skogsbruksmetoder, måste genomföras på privatägd mark. Att engagera enskilda markägare, informera dem om problematiken, förhandla om ersättning och säkerställa att åtgärderna vidmakthålls över tid, är en komplex process som kräver god kommunikation och förtroende. Utan markägarnas frivilliga medverkan blir många av dessa åtgärder svåra att realisera. Det är också viktigt att nämna att de förväntade resultaten av specifika åtgärder kanske inte alltid uppnås, åtminstone inte under de nuvarande generationernas livstid (Laudon et al. 2023).

Slutligen är en viktig aspekt att vattenfärg historiskt sett har fått lägre uppmärksamhet än andra faktorer som rör ekosystemhälsa, vilket har resulterat i färre regleringar för dess förebyggande. Trots att ökad vattenfärg är ett tydligt symptom på förändrad vattenkvalitet och kan ha betydande effekter på dricksvattenberedning och akvatiska ekosystem, har den inte prioriterats på samma sätt som exempelvis övergödning eller spridning av miljögifter. Detta leder till att regelverket sällan beaktar de potentiella sidoeffekterna av vissa åtgärder. För att motverka den ibland uppkommande sidoeffekten av ökande vattenfärg vid specifika åtgärder, exempelvis de som syftar till att återställa våtmarker, behövs bättre regleringar och mer omfattande riktlinjer som beaktar vattenfärgens utveckling (Kasimir et al. 2024). Vikten av detta belyses av att åtgärder för att stärka ekosystemtjänster faktiskt kan leda till ökad brunifiering, såvida inte vattenkvaliteten övervakas noggrant och riskerna hanteras proaktivt (Laudon et al. 2023; Horppila et al. 2024). Detta understryker behovet av en mer integrerad förvaltning av vattenresurser som tar hänsyn till hela spektrumet av vattenkvalitetsparametrar.

7 Slutsatser och behov av fortsatt forskning

NOM-dynamiken i naturen är komplex, och även om projektet har identifierat många drivkrafter och faktorer som påverkar denna dynamik är alla kopplingar och processer ännu inte fullt utredda.

Brist på data i rum och tid

En av de största utmaningarna är bristen på tillgängliga och långa obrutna tidsserier av data, vilket försvårar pålitliga trendanalyser och framtidsprognoser. Eftersom trendanalyser är mycket beroende av den tidsperiod som studeras, kan de lätt ge en skev bild av den faktiska utvecklingen.

Platsspecifik karaktär av organiskt material

Dessutom är NOM-dynamiken starkt platsspecifik, vilket gör det svårt att ge en övergripande lösning för hela Sverige, särskilt då de flesta publicerade studier fokuserar på mindre sjöar vars dynamik kan skilja sig från större vattendrag. Därför är det kanske inte ändamålsenligt att införa ett stelt nationellt riktvärde för råvatten. I stället bör fokus ligga på att öka förståelsen för de platsspecifika drivkrafterna bakom brunifieringen. Detta skulle göra det möjligt att utveckla tillförlitliga prediktionsmodeller som, baserat på historiska och nya data, kan simulera framtida NOM-dynamik och långsiktiga kvalitets-trender. Genom att integrera dessa med lokala klimatscenarier kan vattenproducenter få tillgång till dynamiska prognosverktyg för att förutsäga framtida råvattenförändringar och därmed anpassa sina beredningsprocesser i god tid.

Karakterisering av organiskt material i övervakningen

Tillgängliga övervakningsdata för viktiga råvattenkällor, särskilt för stora sjöar, är begränsad och ofta projektbaserad, vilket komplicerar långsiktig trendprognostisering. Det är därför av stor vikt att utöka övervakningen av dessa källor och inkludera detaljerad karakterisering av NOM, inte bara mätning av koncentration. Ett akademiskt seminarium som genomfördes inom projektet bekräftade behovet av ett starkare tvärvetenskapligt samarbete för att heltäckande analysera NOM-problematiken, inklusive kopplingarna mellan ekosystem och dricksvattenproduktion.

Säsongsvariationer hos organiskt material

Även om ökningstakten för NOM-halter verkar ha avtagit, visar data att de årliga variationerna sannolikt kommer att öka, med potentiellt högre maxvärden än vi är vana vid. Med kommande klimatförändring kan variationer under året bli ännu större än i dag. Mer kunskap behövs om säsongsmässiga variationer och till och med inom-säsongsvariationer, vilket kräver intensifierade övervakningsinsatser.

Anpassade beredningsprocesser

Dricksvattenproducenterna behöver anpassa sina beredningsprocesser för att möta dessa sannolikt större fluktuationer. Justering av beredningsprocesser under perioder med särskilt höga belastningar kan vara en kostnadseffektiv lösning i framtiden.

Kostnadseffektivitet för åtgärder uppströms och nedströms

För att utvärdera om förebyggande åtgärder i avrinningsområdet är mer kostnadseffektiva än att anpassa beredningsprocesserna vid vattenverken krävs att man kartlägger de faktiska processkostnader som uppstår till följd av ökad halt och förändrad karaktär

av organiskt material. I en sådan utvärdering är det avgörande att anlägga ett helhetsperspektiv och ett långsiktigt tidsperspektiv, där miljömässiga vinster i hela avrinningsområdet, såsom ökad biologisk mångfald och klimatanpassning, vägs samman med vattenverkens framtida investeringsbehov över flera decennier.

Olika villkor för stora och små dricksvattenproducenter

NOM innebär utmaningar för mindre och större vattenproducenter. Mindre producenter har ofta mindre ytvattentäkter som är lättare att studera, men saknar ofta resurser. Större producenter har oftare möjlighet att arbeta med frågorna, men i stället har de större ytvattentäkter med komplex tillförsel från avrinningsområdet. Samtidigt är det viktigt att lära sig mer om koncentrationer och variationer i sammansättning av NOM för att ha möjlighet att anpassa beredningsprocessen på kort och lång sikt. Eftersom klimatförändringarna tros förstärka brunifieringen kommer vikten av detta att öka med tiden.

Referenser

- Abbasi, M., Peacock, M., Drakare, S., Hawkes, J., Jakobsson, E. & Kothawala, D. (2024). Water residence time is an important predictor of dissolved organic matter composition and drinking water treatability. *Water Research*, 260 no.121910. doi:10.1016/j.watres.2024.121910.
- Ahrens, L., Lundgren, S., McCleaf, P. & Köhler, S. (2025). Removal of perfluoroalkyl substances (PFAS) from different water types by techniques based on anion exchange (AIX), powdered activated carbon (PAC), iron(III) chloride and nanofiltration (NF) membrane – A systematic comparison. *Science of The Total Environment*, 970 no.179004. doi:10.1016/j.scitotenv.2025.179004.
- Alfa Laval (2025). Vad är membranfiltrering? <https://www.alfalaval.se/produkter/separering/membran/what-is-membrane-filtration/> [2025-06-18].
- Anderson, L. E., DeMont, I., Dunnington, D. D., Bjorndahl, P., Redden, D. J., Brophy, M. J. & Gagnon, G. A. (2023). A review of long-term change in surface water natural organic matter concentration in the northern hemisphere and the implications for drinking water treatment. *Science of the Total Environment*, 858(May 2022), no.159699. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.159699.
- Andersson, A., Powers, L., Harir, M., Gonsior, M., Hertkorn, N., Schmitt-Kopplin, P., Kylin, H., Hellström, D., Pettersson, Å. & Bastviken, D. (2024). Molecular level seasonality of dissolved organic matter in freshwater and its impact on drinking water treatment. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 10(8), no.1964–1981. doi:10.1039/D4EW00142G.
- Arevalo, C. B. M., Bhatti, J. S., Chang, S. X. & Sidders, D. (2011). Land use change effects on ecosystem carbon balance: From agricultural to hybrid poplar plantation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(3), no.342–349. doi:10.1016/j.agee.2011.03.013.
- Australian Government (2024). *Australian Drinking Water Guidelines 6*.
- Beier, C. M., Badri, S. L., LoRusso, N. A., Mahoney, M. J., Mills, J., McHale, P. & Driscoll, C. T. (2025). Long-term changes in dissolved organic matter quality are unrelated to ecosystem recovery from acidification in the Adirondack region (New York, USA). *Biogeochemistry*, 168(4), no.55. doi:10.1007/s10533-025-01242-7.
- Bhatnagar, A. & Sillanpää, M. (2017). Removal of natural organic matter (NOM) and its constituents from water by adsorption – A review. *Chemosphere*, 166 no.497–510. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.09.098.
- Biosfärområde Kristianstads Vattenrike (2024). *Land4Climate*. Land4Climate. <https://vattenriket.kristianstad.se/land4climate/> [2025-06-26].
- Björnerås, C., Persson, P., Weyhenmeyer, G. A., Hammarlund, D. & Kritzberg, E. S. (2021). The lake as an iron sink - new insights on the role of iron speciation. *Chemical Geology*, 584 no.120529. doi:10.1016/j.chemgeo.2021.120529.
- Björnerås, C., Weyhenmeyer, G. A., Evans, C. D., Gessner, M. O., Grossart, H.-P., Kangur, K., Kokorite, I., Kortelainen, P., Laudon, H., Lehtoranta, J., Lottig, N., Monteith, D. T., Nöges, P., Nöges, T., Oulehle, F., Riise, G., Rusak, J. A., Räike, A., Sire, J., Sterling, S. & Kritzberg, E. S. (2017). Widespread Increases in Iron Concentration in European and North American Freshwaters. *Global Biogeochemical Cycles*, 31(10), no.1488–1500. doi:10.1002/2017GB005749.

-
- Björnerås, C., Weyhenmeyer, G. A., Hammarlund, D., Persson, P. & Kritzberg, E. S. (2022). Sediment Records Shed Light on Drivers of Decadal Iron Concentration Increase in a Boreal Lake. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 127(3), doi:10.1029/2021JG006670.
- Blanchet, C. C., Arzel, C., Davranche, A., Kahilainen, K. K., Secondi, J., Taipale, S., Lindberg, H., Loehr, J., Manninen-Johansen, S., Sundell, J., Maanan, M. & Nummi, P. (2022). Ecology and extent of freshwater browning - What we know and what should be studied next in the context of global change. *Science of the Total Environment*, 812 doi:10.1016/j.scitotenv.2021.152420.
- Borgström, A. (2020). *Lake Bolmen - Past, Present and Future*. Lund: Aquatic Ecology, Department of Biology, Lund University.
- Borgström, A., Hansson, L.-A., Klante, C. & Sjöstedt, J. (2024). Wetlands as a potential multifunctioning tool to mitigate eutrophication and brownification. *Ecological Applications*, 34(2), no.e2945. doi:10.1002/eap.2945.
- Bragée, P., Mazier, F., Nielsen, A. B., Rosén, P., Fredh, D., Broström, A., Granéli, W. & Hammarlund, D. (2015). Historical TOC concentration minima during peak sulfur deposition in two Swedish lakes. *Biogeosciences*, 12(2), no.307–322. doi:10.5194/bg-12-307-2015.
- Bullock, C., Mc Guinness, S. & Dillon (2025). *WaterLANDS: New European Green Deal project will lead large scale restoration of European wetlands*. <https://waterlands.eu/news-and-events/waterlands-new-european-green-deal-project-will-lead-large-scale-restoration-of-european/> [2025-06-13].
- Cevallos-Mendoza, J., Amorim, C., Rodríguez-Díaz, J. & Montenegro, M. (2022). Removal of Contaminants from Water by Membrane Filtration: A Review. *Membranes*, 12(6), no.570. doi:10.3390/membranes12060570.
- Charcosset, C. (2022). Classical and Recent Developments of Membrane Processes for Desalination and Natural Water Treatment. *Membranes*, 12(3), no.267. doi:10.3390/membranes12030267.
- Child, P. A. (2024). *Connecting Ecosystems and Communities Through Wetlands Restoration*. Connecting Ecosystems and Communities Through Wetlands Restoration. https://environment.ec.europa.eu/news/connecting-ecosystems-and-communities-through-wetlands-restoration-2024-12-20_en [2025-06-13].
- Child, P. A. (2025). *BaltCOP: Scaling up restoration of wetlands and rivers*. https://environment.ec.europa.eu/news/scaling-river-and-wetlands-restoration-2025-02-24_en [2025-06-13].
- Chow, C. W. K., Fabris, R., Leeuwen, J. van, Wang, D. & Drikas, M. (2008). Assessing Natural Organic Matter Treatability Using High Performance Size Exclusion Chromatography. *Environmental Science & Technology*, 42(17), no.6683–6689. doi:10.1021/es800794r.
- De Wit, H. A., Valinia, S., Weyhenmeyer, G. A., Futter, M. N., Kortelainen, P., Austnes, K., Hessen, D. O., Räike, A., Laudon, H. & Vuorenmaa, J. (2016). Current Browning of Surface Waters Will Be Further Promoted by Wetter Climate. *Environmental Science and Technology Letters*, 3(12), no.430–435. doi:10.1021/acs.estlett.6b00396.
- DeMont, I., Anderson, L. E., Bennett, J. L., Sfynia, C., Bjorndahl, P., Jarvis, P., Stoddart, A. K. & Gagnon, G. A. (2024). Monitoring natural organic matter in drinking water treatment with photoelectrochemical oxygen demand. *AWWA Water Science*, 6(3), no.e1378. doi:10.1002/aws2.1378.
- Djerf, H. (2025). Wetlands as a solution to water browning: A 3-year efficiency assessment of outdoor mesocosms. *Water Environment Research*, 97(2), no.e70008. doi:10.1002/wer.70008.
-

Drinking Water Quality Regulator for Scotland (2022). *Guidance on the public implementation of the public Water supplies (Scotland) Regulations 2014*.

Edzwald, J. K. & Tobiasson, J. E. (1999). Enhanced coagulation: US requirements and a broader view. *Water Science and Technology*, 40(9), no.63–70. doi:[https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00641-1](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00641-1).

Eikebrokk, B., Haaland, S., Jarvis, P., Riise, G., Vogt, R. D. & Zahlse, K. (2018). *NOMiNOR: Natural Organic Matter in drinking waters within the Nordic Region Norwegian Water*. Norwegian Water BA.

Eikebrokk, B., Vogt, R. D. & Liltved, H. (2004). NOM increase in Northern European source waters: Discussion of possible causes and impacts on coagulation/contact filtration processes. *Water Science and Technology: Water Supply*, 4(4), no.47–54. doi:10.2166/ws.2004.0060.

Eilers, A. K. (2008). *Ion exchange for NOM removal in drinking water treatment*. Delft University of Technology.

Eklöf, K., von Brömssen, C., Amvrosiadi, N., Fölster, J., Wallin, M. B. & Bishop, K. (2021). Brownification on hold: What traditional analyses miss in extended surface water records. *Water Research*, 203(August), doi:10.1016/j.watres.2021.117544.

Ekström, S. M. (2013). *Brownification of Freshwaters - The Role of DOM and Iron*. Lund University.

European Union (2020). *Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast) (Text with EEA relevance)*. OJ L.

Evans, C. D., Jutterström, S., Stadmark, J., Peacock, M., Futter, M., Kothawala, D., Monteith, D. & Moldan, F. (2024). Four decades of changing dissolved organic matter quality and stoichiometry in a Swedish forest stream. *Biogeochemistry*, 167(9), no.1139–1157. doi:10.1007/s10533-024-01166-8.

Finstad, A. G., Andersen, T., Larsen, S., Tominaga, K., Blumentrath, S., de Wit, H. A., Tømmervik, H. & Hessen, D. O. (2016). From greening to browning: Catchment vegetation development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. *Scientific Reports*, 6(1), no.31944. doi:10.1038/srep31944.

Fransson, S. (2012). *Inverkan av anjoner på MIEX reningsförmåga*. Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.

Galjaard, G., Koreman, E., Metcalfe, D., Moore, G. & Ericsson, P. (2018). NOM-removal by the SIX®-process. *Water Practice and Technology*, 13(3), no.524–541. doi:10.2166/wpt.2018.072.

Golyandina, N. & Zhigljavsky, A. (2020). *Singular Spectrum Analysis for Time Series*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

González Sagrario, M. D. L. Á., Vrede, T. & Belle, S. (2024). Late Holocene cooling drove drastic decreases in cladoceran diversity in a subarctic lake. *Scientific Reports*, 14(1), no.30490. doi:10.1038/s41598-024-81690-7.

Graneli, W. (2012). Brownification of Lakes. In Bengtsson, L., Herschy, R. W., & Fairbridge, R. W. (eds.). *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs*. Dordrecht: Springer Netherlands, ss.117–119.

Grefte, A., Dignum, M., Cornelissen, E. R. & Rietveld, L. C. (2013). Natural organic matter removal by ion exchange at different positions in the drinking water treatment lane. *Drinking Water Engineering and Science*, 6(1), no.1–10. doi:10.5194/dwes-6-1-2013.

-
- Haaland, S., Hejzlar, J., Eikebrokk, B., Orderud, G., Paule-Mercado, Ma. C., Porcal, P., Sláma, J. & Vogt, R. D. (2024). Predicting the dissolved natural organic matter (DNOM) concentration and the specific ultraviolet absorption (sUVA) index in a browning central European stream. *Ecological Indicators*, 165 no.112200. doi:10.1016/j.ecolind.2024.112200.
- Haaland, S., Hongve, D., Laudon, H., Riise, G. & Vogt, R. D. (2010). Quantifying the drivers of the increasing colored organic matter in boreal surface waters. *Environmental Science and Technology*, 44(8), no.2975–2980. doi:10.1021/es903179j.
- Hägg, K., Persson, K. M., Persson, T. & Zhao, Q. (2018). *Infiltrationsanläggningar för dricksvattenberedning*. No. 2018–11.
- Hailu, A. & Sishu, F. K. (2025). Application of enhanced coagulation in drinking water treatment from the degraded catchment to reduce NOM: a major DBP precursor. *Water Supply*, 25(2), no.303–314. doi:10.2166/ws.2025.010.
- Härkönen, L. H., Lepistö, A., Sarkkola, S., Kortelainen, P. & Räike, A. (2023). Reviewing peatland forestry: Implications and mitigation measures for freshwater ecosystem browning. *Forest Ecology and Management*, 531(October 2022), doi:10.1016/j.foreco.2023.120776.
- Hazen, A. (1896). THE MEASUREMENT OF THE COLORS OF NATURAL WATERS. *Journal of the American Chemical Society*, 18(3), no.264–275. doi:10.1021/jao2089a012.
- He, Y., Jarvis, P., Huang, X. & Shi, B. (2024). Unraveling the characteristics of dissolved organic matter removed by aluminum species based on FT-ICR MS analysis. *Water Research*, 255 no.121429. doi:10.1016/j.watres.2024.121429.
- Health Canada (2019). Guidance on Natural Organic Matter in Drinking Water. *Government of Canada*, no.73.
- Health Canada (2025). *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality*.
- Heldt, D. (2024). *Dimensionerade Förutsättningar - Kvalitet*. Norrvatten. 4420. https://www.norrvatten.se/globalassets/dokument/forsknings--och-utvecklingsrapporter/2024-dimensionerande-forutsattningar---kvalitet_nfvp-20240815_v2.1.pdf
- Hensgens, G., Laudon, H., Peichl, M., Gil, I. A., Zhou, Q. & Berggren, M. (2020). The role of the understory in litter DOC and nutrient leaching in boreal forests. *Biogeochemistry*, 149(1), no.87–103. doi:10.1007/s10533-020-00668-5.
- Hlavinec, P., Winkler, I., Marsalek, J. & Mahrikova, I. (eds.). (2011). *Advanced Water Supply and Wastewater Treatment: A Road to Safer Society and Environment*. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Horppila, J., Nurminen, L., Rajala, S. & Estlander, S. (2024). Making waves: The sensitivity of lakes to brownification and issues of concern in ecological status assessment. *Water Research*, 249 no.120964. doi:10.1016/j.watres.2023.120964.
- Hua, G., Reckhow, D. A. & Abusallout, I. (2015). Correlation between SUVA and DBP formation during chlorination and chloramination of NOM fractions from different sources. *Chemosphere*, 130 no.82–89. doi:10.1016/j.chemosphere.2015.03.039.
- Hübner, U., Spahr, S., Lutze, H., Wieland, A., Rüting, S., Gernjak, W. & Wenk, J. (2024). Advanced oxidation processes for water and wastewater treatment – Guidance for systematic future research. *Heliyon*, 10(9), no.e30402. doi:10.1016/j.heliyon.2024.e30402.
-

-
- Hytteborn, J. K., Temnerud, J., Alexander, R. B., Boyer, E. W., Futter, M. N., Fröberg, M., Dahné, J. & Bishop, K. H. (2015). Patterns and predictability in the intra-annual organic carbon variability across the boreal and hemiboreal landscape. *Science of The Total Environment*, 520 no.260–269. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.03.041.
- Imtiaz, M. N., Paterson, A. M., Higgins, S. N., Yao, H., Houle, D. & Hudson, J. J. (2025). Has lake brownification ceased? Stabilization, re-browning, and other factors associated with dissolved organic matter trends in eastern Canadian lakes. *Water Research*, 269 no.122814. doi:10.1016/j.watres.2024.122814.
- Johansson, L., Temnerud, J., Abrahamsson, J. & Kleja, D. B. (2010). Variation in Organic Matter and Water Color in Lake Mälaren during the Past 70 Years. *AMBIO*, 39(2), no.116–125. doi:10.1007/s13280-010-0019-2.
- Kalén, V. (2007). *Varför blir skånska sjöar och vattendrag brunare?* Länsstyrelsen i Skåne Län.
- Kasimir, Å. & Lindgren, A. (2024). *Torvmarker, klimat och återvätning – att minska utsläpp och främja koldioxidinlagring*. Vulkan.se.
- Kemira Oyj (2025). *Inorganic coagulants for water treatment*. Kemira. <https://www.kemira.com/products/inorganic-coagulants-for-water-treatment/> [2025-06-16].
- Keucken, A. (2017). *Climate change adaption of waterworks for browning surface waters: nano- and ultrafiltration membrane applications for drinking water treatment*. Lund: Division of Water Resources Engineering, Department of Building and Environmental Technology, Faculty of Engineering, Lund University.
- Keucken, A., Heinicke, G., Persson, K. & Köhler, S. (2017). Combined Coagulation and Ultrafiltration Process to Counteract Increasing NOM in Brown Surface Water. *Water*, 9(9), no.697. doi:10.3390/w9090697.
- Klante, C. (2023). *Hydrophysical processes governing brownification : A case study of Lake Bolmen, Sweden*. Water Resources Engineering, Lund University.
- Klante, C., Hägg, K. & Larson, M. (2022). Understanding short-term organic matter fluctuations to optimize drinking water treatment. *Water Practice and Technology*, 17(10), no.2141–2159. doi:10.2166/wpt.2022.121.
- Klante, C., Larson, M. & Persson, K. M. (2021). Brownification in Lake Bolmen, Sweden, and its relationship to natural and human-induced changes. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 36(March), no.100863. doi:10.1016/j.ejrh.2021.100863.
- Knap-Bakdyga, A. & Żubrowska-Sudoł, M. (2023). Natural Organic Matter Removal in Surface Water Treatment via Coagulation—Current Issues, Potential Solutions, and New Findings. *Sustainability*, 15(18), no.13853. doi:10.3390/su151813853.
- Köhler, S. J. & Lavonen, E. (2015). *Löst organiskt kol i dricksvatten – en syntes av erfarenheter av GenoMembranprojektet*. Svensk Vatten AB. No. 2015–13.
- Kritzberg, E. S., Hasselquist, E. M., Škerlep, M., Löfgren, S., Olsson, O., Stadmark, J., Valinia, S., Hansson, L.-A. & Laudon, H. (2020). Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures. *Ambio*, 49(2), no.375–390. doi:10.1007/s13280-019-01227-5.
- Kuglerová, L., Ågren, A., Jansson, R. & Laudon, H. (2014). Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 334 no.74–84. doi:10.1016/j.foreco.2014.08.033.
- Lackner, A. (2022). *Spatial patterns of Dissolved Organic Matter in Swedish Surface Waters*. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
-

-
- Lambert, T., Dupas, R. & Durand, P. (2024). The role of nitrogen and iron biogeochemical cycles in the production and export of dissolved organic matter in agricultural headwater catchments. *Biogeosciences*, 21(20), no.4533–4547. doi:10.5194/bg-21-4533-2024.
- Laudon, H., Mosquera, V., Eklöf, K., Järveoja, J., Karimi, S., Krasnova, A., Peichl, M., Pinkwart, A., Tong, C. H. M., Wallin, M. B., Zannella, A. & Hasselquist, E. M. (2023). Consequences of rewetting and ditch cleaning on hydrology, water quality and greenhouse gas balance in a drained northern landscape. *Scientific Reports*, 13(1), no.20218. doi:10.1038/s41598-023-47528-4.
- Lavonen, E. (2015). *Tracking Changes in Dissolved Natural Organic Matter Composition*. Swedish University of Agricultural Science, Uppsala.
- Lavonen, E., Bodlund, I., Dahlberg, K., Eriksson, U., Andersson, A., Bertilsson, S., Frösegård, C., Franka, V., Golovko, O. & Ahrens, L. (2018). *Dricksvattenberedning med nya reningstekniker – en pilotstudie*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling. No. SVU-rapport 2018-07.
- Levchuk, I., Rueda Márquez, J. J. & Sillanpää, M. (2018). Removal of natural organic matter (NOM) from water by ion exchange – A review. *Chemosphere*, 192 no.90–104. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.10.101.
- Li, W.-Y., Chen, Y., Wang, W.-L., Chen, Y.-L. & Wu, Q.-Y. (2025). The Impact of Dissolved Organic Matter in Natural Receiving Systems on the Formation Potential and Toxicity of Disinfection By-products: Insights from Origins, Chemical Properties, and Transformations. *Current Pollution Reports*, 11(1), no.29. doi:10.1007/s40726-025-00350-0.
- Lidén, A. (2020). *Membranfiltrering för dricksvattenberedning – en kunskaps sammanställning*. Stockholm: Svensk Vatten Utveckling. No. SVU-rapport 2020-4.
- Lidén, A., Keucken, A. & Persson, K. M. (2015). *GenoMembran Slutrapport från projekt 2012–2015*. No. 2015–20.
- Livsmedelsverket (2022). LIVSFS 2022:12.
- Löfgren, S., Forsius, M. & Andersen, T. (2003). The color of water: Climate induced water color increase in Nordic lakes and streams due to humus. *Nordic Council of Ministry brochure*.
- Loizeau, J.-L., Jiranek, G., Cobelo-García, A. & Filella, M. (2025). Recent depositional history of noble and critical elements in sediments from a wastewater-impacted bay (Vidy Bay, Lake Geneva, Switzerland). *Applied Geochemistry*, 178 no.106240. doi:10.1016/j.apgeochem.2024.106240.
- Mao, J., Cao, X., Olk, D. C., Chu, W. & Schmidt-Rohr, K. (2017). Advanced solid-state NMR spectroscopy of natural organic matter. *Progress in Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy*, 100 no.17–51. doi:10.1016/j.pnmrs.2016.11.003.
- Matilainen, A., Gjessing, E. T., Lahtinen, T., Hed, L., Bhatnagar, A. & Sillanpää, M. (2011). An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. *Chemosphere*, 83(11), no.1431–1442. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.01.018.
- McEvoy, A. (2024). *Sensor-based Methods for an Improved Understanding of Biological Water Treatment*. Licentiate. Chalmers University of Technology, Gothenburg.
- Menya, E., Olupot, P. W., Storz, H., Lubwama, M. & Kiros, Y. (2018). Production and performance of activated carbon from rice husks for removal of natural organic matter from water: A review. *Chemical Engineering Research and Design*, 129 no.271–296. doi:10.1016/j.cherd.2017.11.008.
-

-
- Metsämuuronen, S., Sillanpää, M., Bhatnagar, A. & Mänttari, M. (2014). Natural Organic Matter Removal from Drinking Water by Membrane Technology. *Separation & Purification Reviews*, 43(1), no.1–61. doi:10.1080/15422119.2012.712080.
- Mohora, E., Rončević, S., Dalmacija, B., Agbaba, J., Watson, M., Karlović, E. & Dalmacija, M. (2012). Removal of natural organic matter and arsenic from water by electrocoagulation/flotation continuous flow reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 235–236 no.257–264. doi:10.1016/j.jhazmat.2012.07.056.
- Mou, Z., Hao, Y., Chen, X., Wang, T., Turner, B. L., Kandeler, E., Lambers, H. & Liu, Z. (2025). Climate and pedogenesis exert divergent controls on dissolved organic matter during long-term ecosystem development. *CATENA*, 254 no.109004. doi:10.1016/j.catena.2025.109004.
- Myrstener, M., Greenberg, L. A., Lidberg, W. & Kuglerová, L. (2025). Riparian buffers mitigate downstream effects of clear-cutting on instream metabolic rates. *Journal of Environmental Management*, 379 no.124740. doi:10.1016/j.jenvman.2025.124740.
- Nilsson, P., Roberge, C., Dahlgren, J. & Fridman, J. (2022). *Skogsdata 2022*. Umeå: Institutionen för skoglig resurshushållning.
- Ninnes, S. (2023). *Molecular analysis of lake-sediment organic matter: long-term dynamics and environmental implications in boreal lakes*. Umeå: Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University.
- Räike, A., Taskinen, A., Härkönen, L. H., Kortelainen, P. & Lepistö, A. (2024). Browning from headwaters to coastal areas in the boreal region: Trends and drivers. *Science of The Total Environment*, 927 no.171959. doi:10.1016/j.scitotenv.2024.171959.
- Rankinen, K., Junttila, V., Futter, M., Cano Bernal, J. E., Butterfield, D. & Holmberg, M. (2023). Quantification of the effect of environmental changes on the brownification of Lake Kukkia in southern Finland. *Ambio*, 52(11), no.1834–1846. doi:10.1007/s13280-023-01911-7.
- Riyadh, A. & Peleato, N. M. (2024). Natural Organic Matter Character in Drinking Water Distribution Systems: A Review of Impacts on Water Quality and Characterization Techniques. *Water*, 16(3), no.446. doi:10.3390/w16030446.
- Rodríguez-Cardona, B. M., Houle, D., Couture, S., Lapierre, J.-F. & Del Giorgio, P. A. (2023). Long-term trends in carbon and color signal uneven browning and terrestri- alization of northern lakes. *Communications Earth & Environment*, 4(1), no.338. doi:10.1038/s43247-023-00999-9.
- Sharp, E. L., Jarvis, P., Parsons, S. A. & Jefferson, B. (2006). Impact of fractional character on the coagulation of NOM. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 286(1), no.104–111. doi:10.1016/j.colsurfa.2006.03.009.
- Sillanpää, M. (2015). *Natural Organic Matter in Water*. Elsevier.
- Sillanpää, M., Ncibi, M. C. & Matilainen, A. (2018a). Advanced oxidation processes for the removal of natural organic matter from drinking water sources: A comprehensive review. *Journal of Environmental Management*, 208 no.56–76. doi:10.1016/j.jenvman.2017.12.009.
- Sillanpää, M., Ncibi, M. C., Matilainen, A. & Vepsäläinen, M. (2018b). Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: A comprehensive review. *Chemosphere*, 190 no.54–71. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.09.113.
- Škerlep, M., Steiner, E., Axelsson, A. & Kritzberg, E. S. (2020). Afforestation driving long term surface water browning. *Global Change Biology*, 26(3), no.1390–1399. doi:10.1111/gcb.14891.
-

-
- Stefan, M. I. (2017). Advanced Oxidation Processes for Water Treatment - *Fundamentals and Applications*. *Water Intelligence Online*, 16 no.9781780407197. doi:10.2166/9781780407197.
- Svenskt Vatten (2017). Ds 2017:5 Effektivare sanktioner i livsmedelskedjan m.m.
- Svenskt Vatten (2023). *Investeringsbehov och framtida kostnader för kommunalt vatten och avlopp*. No. R2023-02.
- Svenskt Vatten (2025). *Fakta om dricksvatten, vårt mest kontrollerade livsmedel*.
- Svenskt Vatten. <https://www.svensktvatten.se/om-oss/verksamhet-och-strategi/fakta-om-vatten/dricksfattentfakta/> [2025-06-25].
- Sveriges lantbruksuniversitet (2023a). *Trendvattendrag*. Trendvattendrag. <https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/miljoanalys/sjoar-och-vattendrag/trendvattendrag/> [2025-06-13].
- Sveriges lantbruksuniversitet (2023b). *Flodmynningar*. Flodmynningar. <https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/miljoanalys/sjoar-och-vattendrag/flodmynningar/> [2025-06-13].
- Sveriges lantbruksuniversitet (2025a). Miljödata-MVM.
- Sveriges lantbruksuniversitet (2025b). *Trendsjöar*. Trendsjöar. <https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/miljoanalys/sjoar-och-vattendrag/trendsjoar/> [2025-06-13].
- SYNLAB (2019). *NorraVänern 2013-2017*.
- Temnerud, J., Hytteborn, J. K., Futter, M. N. & Köhler, S. J. (2014). Evaluating common drivers for color, iron and organic carbon in Swedish watercourses. *Ambio*, 43(1), no.30–44. doi:10.1007/s13280-014-0560-5.
- The Rewet Team (2025). *Wetlands, our allies to lower global emissions*. <https://www.rewet-he.eu/> [2025-06-13].
- Thurman, E. M. (1985). *Organic geochemistry of natural waters*. Dordrecht Boston Lancaster: M. Nijhoff / W. Junk publ.
- Toth, G. I. (2021). *Functions of Wetlands in Sweden – a literature review*. BSc. Stockholm University, Stockholm.
- Ullberg, M. (2022). *Exploring the role of granular activated carbon in drinking water production*. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences.
- US EPA, O. (2015). *Drinking Water Regulations and Contaminants*. <https://www.epa.gov/sdwa/drinking-water-regulations-and-contaminants> [2025-06-23].
- Vasyukova, E., Uhl, W., Braga, F., Simões, C., Baylão, T. & Neder, K. (2012). Drinking water production from surface water sources in the tropics: Brasília DF, Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 65(5), no.1587–1599. doi:10.1007/s12665-011-1308-1.
- Weyhenmeyer, G. A., Müller, R. A., Norman, M. & Tranvik, L. J. (2016). Sensitivity of freshwaters to browning in response to future climate change. *Climatic Change*, 134(1–2), no.225–239. doi:10.1007/s10584-015-1514-z.
- Williamson, C. E., Overholt, E. P., Pilla, R. M., Leach, T. H., Brentrup, J. A., Knoll, L. B., Mette, E. M. & Moeller, R. E. (2015). Ecological consequences of long-term browning in lakes. *Scientific Reports*, 5(November), no.1–10. doi:10.1038/srep18666.
- Wright, J. L. (2022). *Biological Ion Exchange for Removal of Natural Organic Matter from Surface Water in long-term Operation*. Master Thesis. University of British Columbia, Vancouver.
- Zhu, X., Berninger, F., Chen, L., Larson, J., Sponseller, R. & Laudon, H. (2023). Several mechanisms drive the heterogeneity in browning across a boreal stream network.
-

Zietzschmann, F., Stützer, C. & Jekel, M. (2016). Granular activated carbon adsorption of organic micro-pollutants in drinking water and treated wastewater – Aligning breakthrough curves and capacities. *Water Research*, 92 no.180–187. doi:10.1016/j.watres.2016.01.056.

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se