CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Analys av råvattenkvaliteten i Stora Delsjön och Lackarebäck

En statistisk analys av råvattenkvaliteten med fokus på missfärgning, bakterier, samt fosfor- och kvävenivåer

Kandidatarbete vid Institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik

David Eklund, Lukas Fredriksson, Max Gustafsson, Filippa Lindeberg, Philip Norén & Evangeline Otterström

INSTITUTIONEN FÖR ARKITEKTUR OCH SAMHÄLLSBYGGNADSTEKNIK

Chalmers Tekniska Högskola
Göteborg, Sverige 2025
www.chalmers.se

Kandidatarbete 2025

Analys av råvattenkvaliten i Stora Delsjön och Lackarebäck

En statistisk analys av råvattenkvaliteten med fokus på missfärgning, bakterier, samt fosfor- och kvävenivåer

David Eklund, Lukas Fredriksson, Max Gustafsson, Filippa Lindeberg, Philip Norén & Evangeline Otterström

CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik
Avdelning för vattenmiljöteknik
Chalmers tekniska högskola
Göteborg, Sverige 2025

Analys av råvattenkvaliten i Stora Delsjön och Lackarebäck
En statistisk analys av råvattenkvaliteten med fokus på missfärgning, bakterier, samt fosfor- och kvävenivåer
David Eklund, Lukas Fredriksson, Max Gustafsson, Filippa Lindeberg, Philip Norén & Evangeline Otterström

© David Eklund, Lukas Fredriksson, Max Gustafsson, Filippa Lindeberg, Philip Norén & Evangeline Otterström, 2025.

Handledare: Kathleen Murphy & Ali Esmaeeli, Institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik
Examinator: Frank Persson, Institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik

Kandidatarbete 2025
Institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik
Chalmers tekniska Högskola
SE-412 96 Göteborg
Sverige
Telefon +46 31 772 1000

Framsidans bild: Bild tagen på Deljön. Foto: Lukas Fredriksson.

Typeset in LaTeX
Göteborg, Sverige 2025

Förord

Denna rapport är ett kandidatarbete vid *Institutionen för Arkitektur och Samhällsbyggnadsteknik* på Chalmers tekniska högskola.

Vi vill rikta ett stort tack till våra handledare Kathleen Murphy och Ali Esmaeeli för er vägledning under arbetets gång. Ett stort tack riktas även till Kretslopp och vatten, framför allt Kristina Holm och Olof Bergstedt för ert sakkunniga bidrag till projektet.

David Eklund, Lukas Fredriksson, Max Gustafsson, Filippa Lindeberg, Philip Norén & Evangeline Otterström

Göteborg, 13 maj 2025

Abstract

The aim of this project was to examine data from raw water, collected by Kretslopp och vatten between the years of 2001 to 2024 from lake Stora Delsjön and Lackarebäck sewage plant. The development over time of the majority of the obtained parameters was analyzed and visualized. A Principal Compenent Analysis was then performed for 20 different parameters measured at Lackarebäck from 2015 to 2024. The intention with the PCA was to study correlations and trends in the dataset. For PC1, seasonal correlations linking color, nitrogen, coliform bacteria and a number of metals were identified. Moreover, a weaker connection than expected was observed between color and TOC, a phenomenon that might occur because of the fact that TOC content does not change seasonally but rather due to other reasons. For PC2, correlations were identified between phosphorus, barium, sodium, magnesium and potassium, probably controlled mainly by variations in pollution and emissions. PC3 revealed some further connections linking phosphorus, nitrogen, nickel and TOC, suggesting that lake Stora Delsjön is moving towards becoming nitrogen-limited. No correlation was found between *E. coli* and coliform bacteria, implying that the high concentrations of *E. coli* originate from sewages, which is a point source, and are significantly affected by combined sewer overflow. Meanwhile a large percentage of coliform bacteria originate from diffuse sources, resulting in a more seasonally influenced variation compared to *E. coli*. Substances considered to be hazardous are present in raw waters, but in such low concentrations that they do not pose a health risk. Additionally, these substances do not tend to increase in such a manner that they would pose a health risk.

Sammandrag

Detta projekt har gjorts för att undersöka råvattendata insamlad av Kretslopp och vatten mellan 2001 och 2024 för Stora Delsjön och reningsverket Lackarebäck. Utvecklingen över tid av majoriteten av de tillhandahållna parametrarna undersöktes och visualiserades. En PCA utfördes sedan för 20 olika parametrar som mättes i Lackarebäck mellan 2015 och 2024. Avsikten med PCA var att undersöka korrelationer och trender i datasetet. I PC1 observerades säsongsbundna korrelationer mellan färgtal, kväve, koliforma bakterier och ett antal olika metaller. Vidare observerades en svagare korrelation än förväntat mellan färg och TOC, något som kan bero på att halterna av TOC inte varierar säsongsmässigt utan på grund av andra anledningar. I PC2 observerades korrelationer mellan fosfor, barium, natrium, magnesium och kalium som troligen styrs till stor del av variationer i föroreningar och utsläpp. I PC3 observerades korrelationer mellan fosfor, kväve, nickel och TOC, något som tyder på att Delsjöarna går mot att bli kvävebegränsad. Ingen korrelation hittades mellan *E. coli* och koliforma bakterier, vilket antyder att höga halter av *E. coli* har sitt ursprung i avlopp, vilket är en punktkälla, och påverkas starkt av bräddning. Samtidigt kommer en stor andel av koliforma bakterier från diffusa källor, vilket resulterar i att koncentrationen varierar mycket mer säsongsbundet än *E. coli*. Halter av ämnen som anses farliga i råvatten är såpass låga att de inte utgör en hälsorisk, och tenderar inte att öka på ett sätt så att det blir en hälsorisk. Därmed anses vattenkvaliteten i Stora Delsjön och Lackarebäck vara god.

Innehåll

1 Inledning **1**

1.1 Syfte . . . 2

1.2 Avgränsningar . . . 2

2 Teori **4**

2.1 Skiktning och cirkulation av sjöar . . . 4

2.2 Missfärgning . . . 5

2.2.1 Drivkrafter . . . 6

2.2.2 Säsongsvariationer . . . 6

2.2.3 Konsekvenser av missfärgning . . . 7

2.3 Vattenkvalitet kopplat till mikrobiella organismer . . . 8

2.3.1 *E. coli och koliforma bakterier* . . . 9

2.3.2 Möjliga källor till patogener i råvattnet . . . 9

2.3.3 Korrelationer relaterade till patogener i råvattnet . . . 9

2.3.4 Bräddning . . . 11

2.4 Hälsoeffekter . . . 11

2.4.1 *E. coli* . . . 11

2.4.2 Kväve . . . 11

2.4.3 Fosfor . . . 12

2.4.4 Kombinationen av kväve och fosfor . . . 12

2.5 Lagstiftning och riktlinjer . . . 12

2.6 Water Quality Index . . . 13

2.7 Principal Component Analysis . . . 13

2.7.1 Vad är PCA? . . . 14

2.7.2 Tolkning av biplottar i PCA . . . 14

2.7.2.1 Avstånd . . . 14

2.7.3 Avstånd mellan variabler 15
2.7.3.1 Fångad variation 16

3 Metod **17**
3.1 Datahantering och visualisering 17
3.2 Parametrar 17
3.3 Antaganden och förenklingar 18
3.4 Intervjuer med Kretslopp och vatten 19
3.5 Användande av artificiell intelligens 19
3.6 Water Quality Index 19
3.7 PCA 20
3.7.1 Urval av data till PCA 20
3.7.2 Datahantering 20
3.7.3 PCA-beräkning 20

4 Resultat **22**
4.1 Statistisk analys med PCA 22
4.1.1 Första komponenten 23
4.1.2 Andra komponenten 23
4.1.3 Tredje komponenten 24
4.1.4 Biplottsanalys 25
4.2 Visualisering av trender 27
4.3 Observationer av bakterieförekomsten i råvattnet 31
4.4 Water quality index (WQI) 35

5 Diskussion **37**
5.1 TOC, pH och missfärgning 37
5.1.1 Korrelationer och trender 37
5.1.2 Framtida konsekvenser 40
5.2 Bakterier 40
5.2.1 Cirkulation 41
5.2.2 Årstidsberoende och koncentrationsskillnader 41
5.2.3 Åtgärder för att bibehålla låg koncentration av *E. coli* 42
5.2.4 Långsiktiga trender för bakterier 43
5.2.5 Relevansen av analyserna över patogener i vattnet 43
5.3 Hälsoeffekter 44
5.4 WQI 45
5.5 Förbättringsområden 45

5.5.1 Brister med rapporten 46
5.5.2 Vidare undersökning 46

6 Slutsats **47**

1

Inledning

För att ett samhälle ska fungera och utvecklas på ett hållbart sätt behövs vissa förutsättningar, varav tillgång till rent dricksvatten är en av de allra viktigaste. Detta reflekteras exempelvis i FN:s gemensamma globala mål för hållbar utveckling, där mål 6.1 explicit vädjar om universell tillgång till rent vatten. Vidare nämner mål 6.3 betydelsen av att minska föroreningar i vattendrag genom att minska utsläpp från industrier (Ly, 2021). I Sverige, men också specifikt i Göteborg, finns det god tillgång till vattenkällor som kan nyttjas på flera sätt. Exempelvis används Göta älv och Delsjön som vattenkällor för att täcka dricksvattenbehovet, men också som samlingsplatser för allmänheten. Den industriella verksamheten är en betydande källa till föroreningar och klimatförändringar, med påtagliga konsekvenser för miljön, ekosystemen och vattenkvalitet.

Dricksvatten är vårt mest konsumerade livsmedel och det medför höga krav på vattenkvalitet och en säker transport från råvatten till kran. Förorenat råvatten som tar sig förbi vattenverkens barriärer är en vanlig orsak till dricksvattenburna sjukdomsutbrott. Statistiken över antalet dricksvattenburna sjukdomsutbrott per år i Sverige visar låga siffror, men rapporter om antalet personer som insjuknar klarlägger också att dricksvattnet kräver en säker produktion. Att motverka föroreningar i råvattnet är alltså ett viktigt steg i processen att säkerställa dricksvattenkvaliteten (Livsmedelsverket, 2017).

Under en längre tid har det samlats in historisk data kring råvattenkvaliteten i Göteborg. I samband med detta har det uppstått ett behov av analys för att se hur olika grundämnen, kemikalier och organismer i råvattnet förhåller sig i relation till varandra. Denna rapport utreder huruvida det finns någon trend och vilka orsaker som ligger till grund för dessa förändringar.

Projektet är relevant för att få en helhetsbild av hur råvattenkvaliteten kan se ut i framtiden då det direkt påverkar reningsprocessen. Vidare är även frågeställningen in-

tressant för allmänheten som ofta vistas i råvattnets närområde, exempelvis vid Delsjön som är ett populärt friluftsområde. Problemställningen kan även relateras till en mer generell diskussion, där samhället kan utvärdera huruvida man till en högre grad kan reglera de utsläpp som sänker råvattenkvalitet och skapa en större diskussion kring problemets framtida konsekvenser.

1.1 Syfte

Syftet med projektet är att analysera insamlad råvattendata från de senaste 24 åren, tillhandahållet av Kretslopp och vatten (Kov). Analysen är tänkt att identifiera och visualisera trender, korrelationer och relationer. Avsikten är att ge underlag för välgrundade slutsatser om råvattenkvaliteten.

Projektets frågeställningar utifrån syftet är:

- Hur har råvattenkvaliteten i Lackarebäck och Stora Delsjön sett ut under tidsperioden mellan 2001 och 2024?
- Vilka kopplingar kan göras mellan trenderna och yttre faktorer, exempelvis årstider, föroreningar eller förändringar i miljön?
- Hur påverkar de identifierade trenderna vattnets kvalitet?

1.2 Avgränsningar

Bearbetning och visualisering av majoriteten av parametrarna för Lackarebäck, Lilla Delsjön och Stora Delsjön utfördes. De ursprungliga dataseten som tillhandahölls utgjordes av 9-33 olika parametrar beroende på dataset. Några mätserier saknar tillräcklig data och uteslöts därför. Syftet med att plotta datan från alla tre platserna var främst för visualiseringens skull och utifrån omfattningen på detta kandidatarbete har endast en liten andel av graferna kommenterats och använts i analysen. Denna avgränsning baserades på Kovs erfarenhet av vilka parametrar som i störst utsträckning påverkar vattenkvaliteten, samt utifrån kemiska och biotekniska perspektiv. De parametrar som därför valts att analyseras mer utförligt är metaller som kisel och järn, organiskt kol (TOC), färgtal, koliforma bakterier och *E.Coli* samt kväve och fosfor.

Det beslutades att exkludera Lilla Delsjön från analysen, och att endast studera Lacka-

rebäck och Stora Delsjön. Lackarebäck användes då högkvalitativ data krävdes på grund av en större mängd observationer och konsekventa mätningar. Stora Delsjön studerades då det var nödvändigt att undersöka skillnaden mellan olika djup då det datasetet innehöll en större mängd parametrar i jämförelse med Lilla Delsjön.

2

Teori

Det finns två vattenverk i Göteborg, Alelyckan vid Lärjeholm och Lackarebäck i anslutning till Delsjöarna. Vattnet kommer ursprungligen från bergen i Norge och passerar Vänern och Göta älv innan det når vattenintagen vid Alelyckan och Lackarebäck. Enligt K. Holm (personlig kommunikation, 28 januari 2025) på Kretslopp och vatten kontrolleras råvattenkvaliteten ständigt av Kov, vilket görs genom mätningar på 7 mätstationer mellan Vänern och Lärjeholm. Vidare fungerar Delsjöarna som reservoarer för råvatten och förvarar vatten som så småningom ska processas i Lackarebäcks vattenverk. Detta vattenverk förser södra, sydöstra och centrala Göteborg med rent vatten (Göteborgs stad, 2024).

2.1 Skiktning och cirkulation av sjöar

Skiktning av vattnet i sjöar skapar olika lager i en process som kallas stratifiering. De olika skikten skapas genom koncentrationsskillnader i vattnet, vilket i termisk stratifiering innebär att dessa skillnader uppkommer till följd av olika temperatur i respektive lager. Det översta lagret kallas epilimion, följt av metalimnion och därpå hypolimnion. I det mellersta lagret finns termoklinen, vilket är ett tunt lager där en kraftig temperatursänkning sker från mindre till större djup, vilket resulterar i en skillnad som motverkar materialutbyte mellan skikten. Stratifieringen bryts dock upp då det sker en utjämning av temperaturgradienten och näringsämnena, och sjön genomgår en cirkulation som kallas turn-over (Gibbs & Howard-Williams, 2019).

Sjöar kan ha två olika cirkulationer under ett år, en som sker under våren och en under hösten. Cirkulationen som sker under våren baseras på att isen på sjön smälter och vattnet blandas om, vilket leder till en temperaturutjämning i vattenpelaren. Inför höstcirkulationen kommer istället ytskiktet vara uppvärmt efter sommaren. Detta kyls

sedan ner igen av nederbörd och kallare klimat, och cirkulationen leder ännu en gång till en temperaturutjämning (Lincoln m. fl., 2025).

2.2 Missfärgning

Det har under en längre period varit känt att löst organiskt material (DOC) påverkar absorptionskapaciteten hos vatten och leder till missfärgning av hav och sjöar. I sjöar, specifikt på norra halvklotet, är brunfärgning av vatten särskilt vanligt. Att vattendragen färgas brunt är ur dricksvattenperspektiv ett problem eftersom det försvårar reningsprocessen och kvaliteten på dricksvattnet. En starkt bidragande orsak till att vattnet utsätts för brunfärgning är att det förekommer löst organiskt kol i omgivningen kring sjön och framförallt i sedimentet. Dessa sediment frigörs i vattnet och orsakar färgförändringar (Köhler m. fl., 2013). Organiska material involverar en rad olika molekyler med olika konfiguration och absorptionsspektrum, vilket gör denna typ av molekyl särskilt benägen att absorbera många olika våglängder av ljus och således missfärga vattnet (Weyhenmeyer m. fl., 2014).

Brunfärgning påverkas av förekomsten av DOC, det vill säga den lösta fraktionen av totalt organiskt kol, TOC. Det kan bland annat förklaras med hjälp av en tillbakablick på Sveriges historiska förlopp under det senaste decenniet. Miljön har tidigare utgjorts av ett landskap av mestadels öppen och agrikulturell art med dominans av gräs och lövväxt, men har sedermera skiftat till att bestå av skogsmark. I takt med förskogningen har en ökning av gran skett och omvandling från jordbruksmark till granplantage har pekats ut som en orsak till att DOC ansamlas i jorden och med regn transporteras ut i vattendrag. Specifikt är det höga barrförluster hos gran som göder humuslagret, det översta lagret i skogsjord och därmed DOC som är influerat av vegetationen (Škerlep m. fl., 2020; Weyhenmeyer m. fl., 2016).

Förutom förändringar i miljön har svaveldeposition identifierats som en pådrivande faktor till DOC-bildningen. Historiskt har svaveldeposition varit hög på grund av luftföroreningar, men har sedan omkring 1980-talet minskat till följd av försurning. Lägre svaveldeposition öppnar upp för DOC att i högre grad än tidigare röra sig fritt i marken varpå den når vattendrag (Meyer-Jacob m. fl., 2019; Räike m. fl., 2024; Škerlep m. fl., 2020).

2.2.1 Drivkrafter

DOC beskrivs som den främsta drivkraften när det kommer till missfärgning av vatten, samt att järn, kisel och pH anses som bidragande faktorer som alla påverkar mängden absorberat ljus vid standardmätningsvåglängden 420 nm (Weyhenmeyer m. fl., 2014). Enligt Köhler m. fl. (2013) studerades och analyserades råvatten från 70 olika sjöar runt om i Sverige. Den statistiska analysen fastställde att en ökande koncentration av DOC inte alltid bidrar till ökad missfärgning av råvatten, men konstaterade att en ökad koncentration av DOC tillsammans med ökad koncentration av järn alltid leder till ökad missfärgning. Vid vidare analys av vattnet konstaterades det att järnet ofta är associerat med organiskt material, mononukleärt järn binder till organiska föreningar eller formar små kolloider och att endast små kvantiteter <5% av järn finns som löst oorganiskt material. Det järn som finns som löst oorganiskt material och reduceras till joner bidrar även till en stor skillnad i det absorberade ljuset över hela UV-spektrumet, vilket också tyder på en korrelation mellan DOC, järn och färg.

Andra bidragande faktorer till missfärgning i sjöar och vattendrag är uppehållstid och pH. Sjöar med en längre uppehållstid >1,5 år har oftare mindre missfärgning, något som har observerats i flera länder på olika breddgrader i världen. Sjöar som försurats till ett pH mindre än 6,5 visar sig vara mer mottagliga för missfärgning. Av 70 svenska sjöar som analyserades var det endast fyra som inte följde denna trend, något som kan förklaras då dessa sjöar hade en mycket kortare uppehållstid på mindre än 1,5 år. (Köhler m. fl., 2013)

I en studie utförd av Reed m. fl. (2015) konstaterades det att kväve och DOC ofta korrelerar positivt med varandra, samt att DOC och bakteriehalt ökar vid minskad salinitet. Studien konstaterade även att DOC ökar vid ökad nederbörd, till följd av att regnet drar med sig organiskt kol när det rinner ned i sjöar och vattendrag.

2.2.2 Säsongsvariationer

Löst organiskt material eller DOM har visat sig variera med avseende på närvaro och konfiguration. Både under vår- och sommartid har högre DOM-koncentrationer påvisats vid sedimenten än vid ytan. Därtill har koncentrationerna på båda nivåer visat sig differera avsevärt mellan vår och sommar. Detta framgår av en analys gjord av Gonsior m. fl. (2013). I analysen mättes i april 2011 att löst syre hade en koncentration på 59% under isen och sjönk hastigt till omkring 1% vid 0,5 meter ovanför botten. I juni samma år hade koncentrationen stigit och vid ytan uppgick den till en hög mättnad på 100%

syre samtidigt som den 0,5 meter ovanför botten uppmättes till 18%.

Bortsett från skillnader i koncentrationer under specifika årstider observerades i analysen även förändringar gällande sammansättningen hos DOM-molekylerna. Under vintertid visade sig sammansättningen hos DOM i ytvattnet vara mer komplex än under sommartid och delade fler likheter med de DOM-molekyler som återfanns närmare sedimentet. Under sommartid, när fotoblekningen fortgick i högre grad, var DOM vid ytvattnet både mer utspritt och oxiderat vilket är en konsekvens av exponeringen för solljus (Gonsior m. fl., 2013).

2.2.3 Konsekvenser av missfärgning

En faktor till de redovisade skillnaderna hos DOM-koncentrationerna anses enligt Gonsior m. fl. (2013) vara fotoblekning, ett i sjöar vanligt fenomen som innebär att UV-ljus ifrån solen belyser DOM-partiklarna vilket förändrar dess molekylära struktur. Därmed går de från att vara mörka och färgstarka till att se mer transparenta ut medan en del föreningar bryts ned till koldioxid. Under vintertid beläggs sjöar med is vilket blockerar solljus och således fotoblekningen. Av det följer att det under våren istället sker en större, mer extensiv fotoblekning som kompensation för vinterns uteblivna processer. Detta resulterar i att den mängd DOM som släpps ut från exempelvis sediment och inte brutits ned ännu omvandlas till koldioxid som sedan släpps ut i atmosfären.

Fotoblekningen kan ha flera konsekvenser för sin omgivning. Till att börja med så bidrar oxideringen från fotoblekningen till att DOM-molekylerna blir mer tillgängliga för nedbrytning av bakterier. På så vis påverkar fotoblekningen ekosystemet i sjön. En annan effekt fotoblekningen har på sjön är att den möjliggör större ljusinsläpp genom transparenta DOM-molekyler vilket kan leda till att ljuset når alger och växtplankton. Med andra ord så påverkar sammansättningen hos DOM primärkedjorna i sjöns ekosystem. Ett tredje resultat kommer av att fotoblekningen kan förmå att bryta ner reaktiva ämnen, exempelvis fria radikaler. Detta innebär att fenomenet kan leda till nedbrytning av gifter i sjön (Gonsior m. fl., 2013).

DOC, som innehåller stora mängder aromatiska strukturer, absorberar effektivt fotosyntetiskt ljus och kan därmed ha en ljusdämpande effekt. Den ljusdämpande effekten visar sig ha en direkt påverkan på biovolym. Den försämrade tillgången till ljus och energi för växterna leder till minskad tillväxt och mängd biologisk massa. Till följd av minskad vegetation minskar även upptaget av löst koldioxid ty minskad fotosyntes höjer därmed partialtrycket av koldioxid i vattnet (Nydahl m. fl., 2019).

DOC är till stor del uppbyggt av organiska syror vilket gör att högre koncentrationer kan bidra till försurning av vattendrag. Minskande pH-värden har observerats som en kraftigt bidragande faktor till ökade koncentrationer av löst koldioxid (CO_2), och därmed ökade halter av bikarbonat (HCO^{3-}) och karbonatjoner ($CO_3{}^{2-}$). Vidare har det även observerats att ökade koncentrationer av DOC stimulerar mikrobakteriell metabolism och därmed ytterligare ökad halt fri koldioxid. pH kan med fördel användas som en indikator för partialtrycket, p_{CO2}, vid vattenytan. Effekten av pH och försurning har visat sig ha en större effekt på p_{CO2} i icke alkaliska vattenkällor. Majoriteten av svenska sjöar är icke alkaliska med ett pH < 7, vilket indikerar att karbonatsystemet i svenska sjöar spelar en betydande roll som regulator av koncentrationen CO_2 och därmed även p_{CO2}. Ökade värden av p_{CO2} leder till en förskjutning i vätska-gasjämvikten för koldioxid. Vid större förändringar i jämvikten kan vattendrag gå från en sänka av koldioxid till en källa av koldioxid. Ökad övergödning kan dock ha motsatt effekt till detta, något som kan spela en betydande roll i framtiden med tanke på det ökade matbehovet (Nydahl m. fl., 2019).

En förändring i pH har även stor betydelse för mikroorganismer i sjöar och vattendrag. De flesta mikroorganismer lever inom specifika spann av surhet, ofta 3-4 enheter av pH-skalan, och brukar grupperas beroende på vilken miljö organismerna trivs bäst i. I en studie av Jin och Kirk (2018) konstateras det att pH påverkar energiutbytet hos mikroorganismer genom direkta och indirekta mekanismer. Reaktioner som använder sig av antingen protonförbrukning eller protonproduktion påverkas direkt av den yttre förändringen av protonkoncentrationen, medan samtliga redoxreaktioner indirekt påverkas till följd av högre eller lägre tillgång till fria protoner. Studien beskriver pH som en av de främsta faktorerna som reglerar mikrobiellt metabolism och samhällsdynamik.

2.3 Vattenkvalitet kopplat till mikrobiella organismer

Kvaliteten på råvatten och välfungerande reningsprocesser är faktorer som direkt påverkar kvaliteten på dricksvattnet. Vattenburna sjukdomar kan uppstå till följd av otillräcklig vattenrening och dålig vattenkvalitet. Mellan åren 1980 och 2004 anmäldes 142 vattenburna sjukdomsutbrott i Sverige. I samband med dessa utbrott rapporterades 63 000 sjukdomsfall, vilket tyder på vikten av att kunna identifiera variationer i vattenkvalitet. Detta möjliggör i sin tur utvärdering av risker för sjukdomar som uppkommer till följd av bristfällig behandling av ytvatten (Åström m. fl., 2007).

2.3.1 *E. coli och koliforma bakterier*

Koliforma bakterier är en stor grupp av bakterier som har ett gemensamt ursprung i en specifik taxonomisk familj. Koliformer kan enligt Paruch och Mæhlum (2012) påträffas naturligt i vattendrag, marken och även i avföring från djur och människor. Vidare är *E. coli* en typ av koliform tarmbakterie som framför allt har fekal spridning, och återfinns naturligt i avföring. Det gör *E. coli* till en användbar indikatorbakterie för detektion av fekal kontaminering. Bakterien växer generellt inte i naturliga vattendrag men sprids lätt till vattenkällor som sjöar via avloppsvatten. När *E. coli* når en sjö och temperaturen i denna sjunker så kommer bakteriens metabolism minska. Vid tillräckligt låg temperatur avstannar celldelningen helt och bakterien fokuserar bara på överlevnad (Blaustein m. fl., 2013).

2.3.2 Möjliga källor till patogener i råvattnet

Patogener i ytvattnet kommer från olika källor och mängden kan variera mycket över tid. Diffusa källor, som inte kan kopplas till en specifik plats, omfattar avrinning från stads-, jordbruks- och skogsmiljö. Perioder av regn med höga avrinningsnivåer har visat sig medföra ökade koncentrationer av mikrober i ytvattnet. Andra naturliga faktorer som påverkar den mikrobiella förekomsten i råvatten är klimatfaktorer som sol och temperatur. Några punktkällor som har visat sig ha påverkan är kommunala utsläpp av avloppsvatten och förorenade biflöden inom vattensystem (Åström m. fl., 2007).

Några möjliga källor till mikrobiologisk förorening i ytråvatten är humant avlopp och dagvatten. Det förstnämnda är särskilt farligt eftersom avloppsvattnet innehåller organismer som kommer från människor, och därmed kan utgöra en infektionsrisk för människor. Avloppsrester från människor kan finnas i det renade avloppsvattnet från reningsverk, för trots rening kan en betydande andel inkommande mikrober passera barriärerna och nå mottagaren med det renade vattnet. Enskilda avlopp kan också påverka vattenkvaliteten, dock inte i lika hög grad som kommunalt avloppsvatten eftersom eventuella föroreningar kommer från ett mindre antal individer. En annan aspekt av påverkan från avlopp är händelser som bräddningar och läckage från avloppsledningar, som tillfälligt kan orsaka föroreningar av vattentäkter (Livsmedelsverket, 2017).

2.3.3 Korrelationer relaterade till patogener i råvattnet

Mikrobiellt kontaminerat råvatten till dricksvattenproduktion medför risker som brukar utvärderas utifrån förekomsten av indikatorbakterier som *E. coli* och koliforma bakte-

rier. Riskvärderingen baseras inte på den faktiska koncentrationen av patogener, utan själva närvaron av indikatorbakterierna visar att råvattenkvaliteten inte är tillräckligt god. Observationer har vidare visat att nivån av indikatorbakterier ökar vid höga avrinningsnivåer efter kraftig nederbörd. Kraftig nederbörd leder till större mängder utsläppt avloppsvatten och översvämningar i avlopp, och dessa vattenvolymer kan bära på en mängd patogena bakterier som slutligen återkommer till de stora vattendragen. Det hade alltså varit gynnsamt att jobba proaktivt med övervakning av nederbörd för att kunna förutsäga mikrobiell kontaminering av ytvatten (Åström m. fl., 2007).

Studien utförd av Åström m. fl. (2007) syftade till att under fyra års tid (2001-2004) mäta förekomsten av mikrober i råvattenintaget till Göteborg och koppla till nedstängningar av intaget. Det observerades även korrelationer, där resultatet bland annat visade att indikatorbakterierna korrelerade negativt med lufttemperaturen, men framför allt med vattentemperaturen. Detta indikerar att bakterierna dör snabbare ju högre temperaturen är. Det visade sig även finnas positiva korrelationer mellan de olika indikatorbakterierna och även mellan bakterierna och turbiditet.

En analys av vattenkvaliteten i Göta älv, där kopplingen mellan bakterier och nederbörd studerades, visade att vattenkvaliteten påverkas negativt av stora mängder nederbörd, eftersom koncentrationen av indikatorbakterierna *E. coli* och koliforma bakterier ökar. Detta samband har inte påvisats vara säsongsberoende för *E. coli*, då ökningar i koncentrationer vid nederbörd observeras året om. För koliforma bakterier observerades dock en ökad koncentration under de varmare månaderna. Det observerades även en svagt nedåtgående trend för koliforma bakterier över åren (Tornevi m. fl., 2014). I Göteborg mellan åren 2001 och 2024 var hösten den årstid med mest nederbörd, följt av sommar, vinter och slutligen vår. De tre förstnämnda har en skillnad på 30 mm mellan sig, medan våren ligger 100 mm under vinters nederbörd (SMHI, 2025).

Enligt Reitter m. fl. (2021) kommer antalet koliforma bakterier att öka över sommaren då vattnet i vattenreservoaren blir varmare. Denna ökning kan vara flera gånger större än det antal som observerats över vintern. Studien observerade även att de koliforma bakterierna inte härstammar från avlopp eller avföring. Detta visades genom att förhöjda halter av koliforma bakterier korrelerade negativt med indikatorbakterier från avföring.

2.3.4 Bräddning

Avloppsbräddning innebär att avloppssystem inte kan ta hand om det överflöd av vatten som kommer in under perioder med mycket nederbörd, vilket leder till översvämning av ledningarna. Det orenade avloppsvattnet släpps då ut direkt i vattendragen tillsammans med regnvattnet. När klimatförändringar sker ökar risken för extremväder, bland annat förväntas extrema regnoväder att öka, vilket kommer att påverka den framtida vattenkvaliteten (Petrucci m. fl., 2025). Bräddning av avloppsvatten sker i Göta älv, vilket medför en ökad risk för kontaminering av patogena bakterier i älvens vatten (Åström m. fl., 2007).

2.4 Hälsoeffekter

I början av 2000-talet ökade antalet studier om de på människan skadliga effekterna av olika ämnen i vatten. Exempel på sådana ämnen är kväve, fosfor, koliforma bakterier och *E. coli*. Särskilt utsatta är individer med outvecklat eller försämrat immunförsvar. Enligt Livsmedelsverket (2024b) kan olika föroreningar i vattnet ha direkta effekter på hälsan, exempelvis kan mikrobiologiska föroreningar leda till mag- och tarmsjukdomar. Individer känsliga mot specifika infektioner kan drabbas av långvariga skador på grund av dricksvatten kontaminerat av mikroorganismer. Det finns även ämnen som kan öka risken för cancerformer eller andra akuta hälsorisker.

2.4.1 *E. coli*

Enligt en studie skriven av Yang och Wang (2014) så kan ökad mängd *E. coli* leda till gastrointestinala infektioner såsom diarré och hemolytiskt uremiskt syndrom, vilket innebär att små blodkärl skadas och inflammeras. Det kan även förekomma extraintestinala infektioner, vilket orsakas av bakterier och virus som ursprungligen finns i tarmen och sprider sig vidare till andra delar av kroppen. Denna spridning kan leda till urinvägsinfektion och neonatal meningit, en bakterieinfektion som drabbar spädbarn upp till 28 dagar gamla.

2.4.2 Kväve

Höga nivåer av kväve i vatten har visat sig vara farliga, särskilt i form av nitrater (NO^{3-}) och nitriter (NO^{2-}). Enligt studier av Cioroi (2012) och McMullen m. fl. (2005) så kan ökat intag av nitrit leda till Blue baby syndrome, som drabbar spädbarn. Detta innebär att hemoglobinet i de röda blodkropparna oxideras till methemoglobin med hjälp av

nitrit. Methemoglobin kan inte transportera syre, vilket leder till att kroppsvävnader kommer att få ett underskott på syre, vilket enligt Martinez A (2023) på 1177 leder till att huden och läpparna får en blåaktig ton, vilket kallas cyanos.

Enligt Schullehner m. fl. (2018) kan nitrater i dricksvatten öka risken för kolorektalcancer genom omvandling av nitrater till cancerogena N-nitrosoföreningar. Studien inkluderade 2,7 miljoner människor i Danmark mellan åldrarna 20 och 34 år. Varje persons genomsnittliga nitratexponering beräknades och enbart individer som 75% av tiden har varit bosatta i hushåll med mätbara nitrathalter inkluderades i studien. Resultatet visade en statistiskt signifikant ökad risk för kolorektalcancer vid konstant intag av nitrathalter högre än 3,87 mg/l.

2.4.3 Fosfor

Fosfor är en bidragande faktor till ökad algblomning och övergödning. Dessa fenomen påverkar människor främst genom direkt kontakt, exempelvis vid bad. Det förekommer även gifter som uppkommer vid algblomning och övergödning som är farligt för människor (Livsmedelsverket, 2024a).

2.4.4 Kombinationen av kväve och fosfor

Kombinationen av kväve och fosfor är en bidragande faktor till tillväxten av fytoplankton, som även är känt som mikroalger. Fytoplankton flyter huvudsakligen på vattenytan där den har lätt tillgång till solljus, vilket tillsammans med kväve och fosfor är det som behövs för att fytoplankton ska kunna växa. Dock skapas det problem när det finns för mycket näringsämnen tillgängliga då fytoplanktonet kan börja växa okontrollerbart och då bilda farliga algblomningar. Dessa algblomningar bildar extremt giftiga föreningar som har skadlig effekt på oss människor (US Department of Commerce & Administration, 2024). Dock är viss tillväxt av fytoplankton nödvändigt då de producerar mellan 50% och 80% av allt syre. De förser även andra organismer med mat och är effektiva på att absorbera koldioxid (Brown, 2022). Det optimala förhållandet för fytoplankton brukar vara 16 gånger så mycket kväve som fosfor enligt Redfields förhållande (Tyrrell, 2019).

2.5 Lagstiftning och riktlinjer

Livsmedelsverkets tidigare kungörelse om dricksvatten (SLVFS 1993-35) innehöll anvisningar om provtagningsfrekvens av råvatten samt riktvärden för parametrar som ett

kvalitetsmått (Svenskt vatten, 2008). Denna slutade gälla år 2003 för att dricksvattenproducenterna istället själva ska ansvara för att ta fram riktlinjer och följa dem. I nuläget finns råd om provtagning och krav på vattenkvalitet i branschriktlinjer framtagna av Svenskt Vatten och i Livsmedelsverkets vägledning till föreskrifterna om dricksvatten. Det läggs dock vikt vid att det är dricksvattenproducenterna som bär ansvaret för att garantera vattenkvaliteten (Livsmedelsverket, 2017). Kretslopp och vatten använder sig idag av Svenskt vattens riktlinjer för råvattenkontroll där det går att hitta riktvärden för råvatten för flera parametrar (Svenskt Vatten, 2024).

2.6 Water Quality Index

Vattenkvaliteten kan var svår att analysera då den traditionellt baseras på subjektiva parametrar som exempelvis lukt, utseende och smak. För att göra den mätbar behövs istället en modell som kan indikera kvaliteten utifrån konkreta parametrar. En modell som ofta används är Water Quality Index (WQI), som syftar till att kvantifiera vattenkvaliteten baserat på lokala förutsättningar. Målet med en WQI är alltså att indikera hur vattenkvaliteten i ett område förändras över en tid. För att WQI ska vara representativ behövs parametrar som tillsammans täcker de viktigaste aspekterna av vattenkvaliten (Singh m. fl., 2005).

2.7 Principal Component Analysis

I äldre metoder för statistisk analys hade analytikerna ofta kontroll över hur datainsamlingen gick till vilket resulterade i relativt lite brus och låg komplexitet. Med ankomsten av internet och utvecklingen av nya, enklare och billigare mättekniker och utrustning innebar det att betydligt större datamängder kunde samlas in. Däremot samlades den ofta in utan ett klart mål med vad datan skulle användas till. Det innebar att den ofta blev brusig, hade felaktig data eller saknade värden. Mängden råvattendata ökade exempelvis kraftigt, vilket har lett till stora mängder data som förblivit outforskad. Detta medför att det idag finns ett fortsatt stort behov av processer och modeller som kan reducera den ökande komplexiteten och storleken av datan, samt på ett bra sätt hantera saknad data och brus. Principal Component Analysis, eller PCA, är en sådan metod som används för att hantera den ständigt ökande datakomplexiteten (Vidal m. fl., 2016).

2.7.1 Vad är PCA?

I en PCA skapas nya komponenter som blir nya axlar i ett koordinatsystem för att visualisera ett större multivariabelt dataset. Dessa komponenter är linjära transformationer av datan och är alltid okorrelerade till varandra. Transformationen görs genom att först beräkna kovariansmatrisen för datan och sedan utifrån denna ta fram egenvärden och egenvektorer ur kovariansmatrisen som beskriver hur de olika variablerna förhåller sig till varandra. Komponenterna i PCA:n motsvarar projektionen av datan på egenvektorerna. För varje observation som projiceras ned på en komponent beräknas en komponentscore som placerar den på de nya axlarna. Komponentscores är ett mått på hur starkt mönstret eller trenden som fångats i komponten är för observationen, och kan därmed användas för att identifiera trender och mönster i datan.

Den första komponenten orienteras så att den omfattar den största möjliga variationen i datan. Den andra komponenten orienteras för att maximalt förklara variation av den resterande datan och är ortogonal mot den första komponenten. Den tredje förklarar en så stor del av den datavariation som fortfarande inte är omfattad av en tidigare parameter och är ortogonal mot de tidigare komponeneterna. Denna process repeteras tills PCA:n förklarar en tillräckligt stor del av variationen i datan. Det maximala antalet komponenter är samma som antalet variabler i den ursprungliga datan, men i praktiken nyttjar man färre därför att målet är att transformera datan till något mindre komplext och lättare att analysera. För att undvika att enstaka variabler påverkar PCA:n oproportionerligt, standardiseras all data för att låta parametrarna ha en sådan jämn påverkan på analysen som möjligt (Ballabio, 2015; Vidal m. fl., 2016).

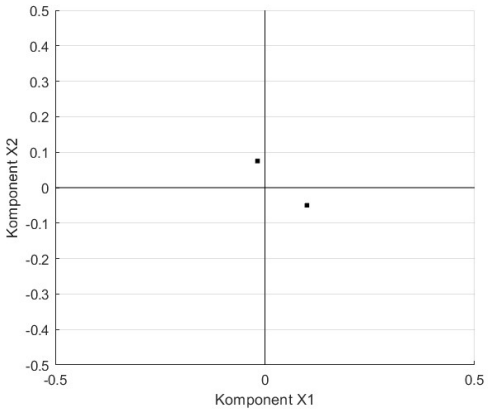
2.7.2 Tolkning av biplottar i PCA

När PCA:n är beräknad visualiseras ofta de komponenter som förklarar mest variation i en biplott för att möjliggöra tolkning av datan, men utan en grund av hur biplotten ska tolkas är det svårt att förstå vad PCA:n möjligen kan ge för insikter. Biplottar är tvådimensionella plottar som visar två av de ortogonala komponenterna mot varandra. Ortogonaliteten hos komponenterna underlättar analysen då sannolikheten att varje komponent kommer identifiera unika mönster i datan ökar, då de inte kan överlappa.

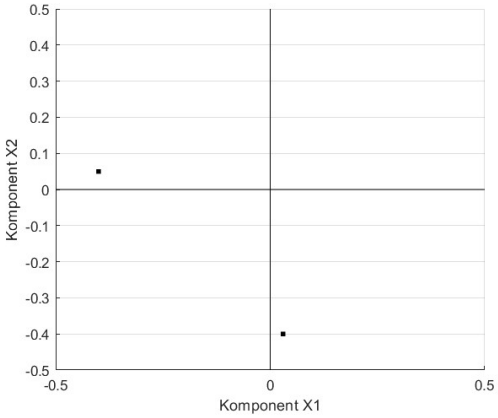
2.7.2.1 Avstånd

Avståndet längs en komponentaxel mellan origo och en variabel representerar hur väl den variabeln följer variationen i datan som den komponenten har fångat. Ett långt avstånd innebär att mycket av variationen för den variabeln förklaras. Ett kort avstånd

innebär den variabeln bidragit med relativt lite varians till komponenten. En variabel som befinner sig nära origo i en biplott innebär att variabeln inte följer variationen som komponenterna fångat till en signifikant grad. Därmed går det inte att säga något om de variablerna med biplotten som grund. Detta illustreras i figurerna 2.1 och 2.2.



Figur 2.1. Två variabler som är nära origo.

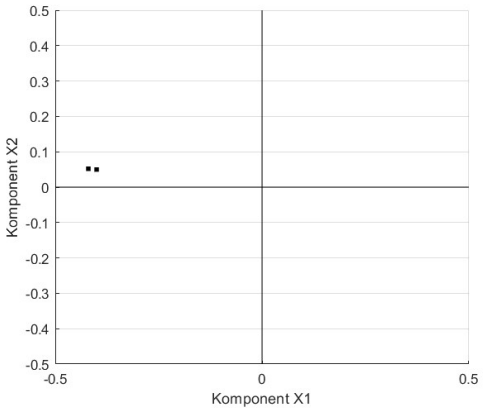


Figur 2.2. Två variabler som är långt från origo.

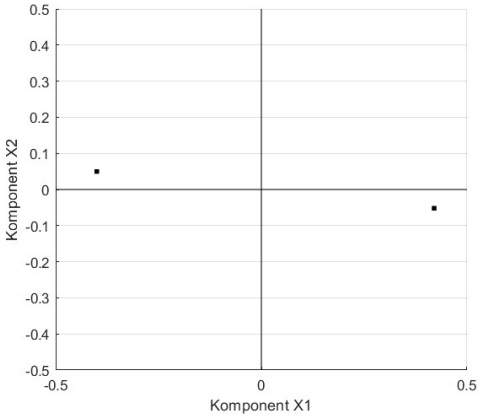
I grafen ovan till vänster syns två variabler som är nära origo. I analysen av en sådan biplott hade dessa två variabler inte tagits i beaktning. I den högra är det istället två variabler som befinner sig en bit från origo i respektive komponent. Dessa variabler är relevanta i en analys av biplotten, men eftersom de är laddade högt på olika komponenter så är de inte korrelerade med varandra ändå.

2.7.3 Avstånd mellan variabler

Om variabler befinner sig en bit från origo längs samma axel är det intressant att undersöka hur de relaterar till varandra. Ju kortare avståndet mellan två variabler längs en av komponentaxlarna i en biplott är, desto mer lika är variablernas beteende i enlighet med den förklarade variationen som fångats av den komponenten. Två variabler nära varandra innebär alltså att de är positivt korrelerade, medan två på olika sidor om komponenten istället är negativt korrelerade. Detta illustreras i figur 2.3 respektive figur 2.4.



Figur 2.3. Två variabler som är positivt korrelerade med varandra.



Figur 2.4. Två variabler som är negativt korrelerade med varandra.

I figuren ovan till vänster syns två variabler som är positivt korrelerade med varandra längs komponent X1. Det innebär att den ena variabeln följer samma trend som den andra i enlighet med det mönster som fångats i komponenten. I den högra figuren syns istället två negativt korrelerade variabler. Det innebär att den ena ökar medan den andra sjunker i enlighet med komponenten.

2.7.3.1 Fångad variation

Andelen av den totala variationen som fångas i en biplott är viktig. Ju lägre andel av variation som beskrivs desto mer av komponenternas variationen kommer vara slumpmässiga variationer, det vill säga brus i datan. En högre andel variation som beskrivs innebär att det finns en större tillförlitlighet till att informationen i biplotten är rotad i faktiska underliggande datastrukturer i datan.

En högre andel variation som beskrivs innebär att man kan vara säkrare på att det som går att tolka från biplotten är rotad i faktiska underliggande datastrukturer i datan. Den ska däremot alltid tolkas med försiktighet. Den totala variationen i biplottens komponenter speglar endast den andel av datan som komponenterna förklarar. Den andel som inte representeras i biplotten förblir därför osynlig.

3

Metod

I denna studie analyseras data från Kretslopp och Vatten (Kov) som har samlats in från Lilla Delsjön, Stora Delsjön och Lackarebäck. Samtlig data omvandlades till grafer, men endast data från Lackarebäck och Stora Delsjön analyserades djupare. Vidare jämfördes de framtagna graferna och en PCA-studie utfördes med målet att se eventuella korrelationer och säsongstrender, för att kunna dra slutsatser kring dess framtida konsekvenser.

3.1 Datahantering och visualisering

Under projektet har ett flertal metoder använts både för att visualisera data, men också för att jämföra parametrar och analysera korrelationer. Sortering av rådata och visualisering utfördes inledningsvis i Excel, men efter en tid blev det tydligt att den stora mängden osorterade data med fördel istället kunde visualiseras i Matlab. Olika antaganden och förenklingar gjordes vid behov och varierade beroende på hur den insamlade rådata såg ut, samt för att få tydliga grafer (se 3.3).

3.2 Parametrar

Provtagning hade skett i både Stora Delsjön, Lilla Delsjön samt vid vattenverket i Lackarebäck. Provtagningen i Lilla Delsjön skedde vid 0,5, 1, 5, 10 och 15 meter, med några undantag då provtagning av ett flertal parametrar även förekom vid 14 meters djup. Stora Delsjön hade även provtagningar runt 20 meters djup, där värdena kunde variera från 16 till 21 meter. För samtliga dataset fanns data för järn, kalcium, magnesium, kalium, mangan, kisel, natrium, aluminium, *E. coli*, koliforma bakterier och TOC. För Lackarebäck och Stora Delsjön fanns även data för arsenik, bly, kobolt, koppar, krom, molybden, nickel och zink. Specifikt i Lackarebäck mättes även barium, bor, selen, sil-

ver, uran och färgtal, medan det i Stora Delsjön mättes vanadin, färgtal, extinktion (254 nm), kväve och fosfor.

3.3 Antaganden och förenklingar

Vid både datahantering och rapportskrivande gjordes ett antal förenklingar och antaganden. Samtliga förenklingar och antaganden gjordes med stöd från handledare, se lista nedan:

- Definiering av odefinierade värden: Vid hantering av data för exempelvis koliforma bakterier och *E. coli* förekom ofta gränsvärden snarare än diskreta värden. Provtagningen för bakterierna hade gjorts med enheten ”antal per 100 ml” och vid ett flertal tillfällen gavs exempelvis <1 eller >2400. För att Matlab ska kunna hantera dessa behövde de definieras. I situationer där <1 eller <2 bakterier per 100 ml hade uppmätts halverades värdet, det vill säga att <1 blev 0,5. För gränsvärden som istället syftade på minimivärden som >2400 valdes att definiera till det minsta värdet, för att provtagningens verkliga värde inte skulle överskattas.

- Reducering av konstanta dataset: I enstaka fall var varje enskilt mätvärde av en parameter konstant. Om denna mätserie plottats hade informationen varit intetsägande, och därav valdes dessa parametrar att exkluderas från projektet. Detta gäller även parametrar vars mätningsvärden konstant innehåll odefinierade värden, då även dessa anses intetsägande och opålitliga.

- Exkludering av extremvärden: Enstaka dataset inkluderade tydligt avvikande mätvärden. För att ändå kunna urskilja information från graferna har dessa extremvärden ofta exkluderats. Detta har genomförts på två olika sätt, antingen genom att göra en graf med det avvikande värdet och en utan, eller genom att helt exkludera extremvärdet.

- Exkludering av små dataset: För enstaka parametrar utfördes endast ett fåtal provtagningar för varje djup i Delsjön under en kort period. Dessa parametrar exkluderades då det inte fanns tillräckligt med information om dem, samt för att det ofta fanns större dataset för samma parameter med annan mätteknik. Då har detta större dataset istället valts att inkluderas.

3.4 Intervjuer med Kretslopp och vatten

Under projektet genomfördes en semistrukturerad muntlig intervju med Olof Bergstedt från Kov. Innan projektets start höll även Kristina Holm på Kov en presentation över deras tillgångar och anläggningar samt allmän information om projektet.

3.5 Användande av artificiell intelligens

Artificiell intelligens användes vid ett flertal tillfällen under projektet. Vid kodning i Matlab användes Chat-GPT som ett rådgivande verktyg för felsökning och kodgenerering. Chat-GPT har även använts som stöd till kodning i Overleaf, där rapporten är skriven. Vidare användes Scopus-AI som ett verktyg vid källsökning.

3.6 Water Quality Index

Varje parameter tilldelades ett betyg mellan 0 och 100 baserat på gränsvärden från Svenskt Vatten (2024), som sedan sammanställdes tillsammans med en viktning för att beräkna vattenkvaliteten för Lackarebäck. Ju lägre en parameter är, desto högre blir bidraget till WQI. Ett lågt värde på WQI innebär en sämre vattenkvalitet, medan ett högre värde indikerar en god vattenkvalitet. De parametrar som var mest indikativa för vattenkvaliteten valdes och tilldelades en viktning utefter hur stor dess påverkan på den generella vattenkvaliteten är enligt K. Holm (Personlig kommunikation, 28 januari 2025) från Kov och teorin. De kan ses i tabell 3.1.

Parameter	Färgtal	Totalt kväve 3	Totalt fosfor 4	Koliforma bakterier	*E. coli*
Viktning	0,3	0,1	0,1	0,2	0,3

Tabell 3.1. Utvalda parametrar och dess viktningar.

Dessa parametrar representerar olika aspekter som påverkar vattenkvaliteten. Färg indikerar mängden partiklar och är representativt för hur förorenat eller smutsigt vattnet är, då högre färgtal innebär ett högre innehåll av färgabsorberande ämnen. Kväve och fosfor är mått som indikerar risk för övergödning. *E. coli* och koliforma bakterier är indikatorbakterier som representerar potentiella hälsorisker.

3.7 PCA

För att kunna analysera en omfattande mängd av den givna datan genomfördes en PCA för Lackarebäck. Först behövde ett urval av parametrarna göras, för att därefter sortera datan och utföra beräkningar.

3.7.1 Urval av data till PCA

PCA genomfördes för 20 råvattenparametrar under perioden 2015-2024, och valdes utifrån storleken på deras varians. Parametrar med låg varians bidrar inte till PCA:n eftersom de kommer placeras nära origo i biplottar och därmed introducera brus till datamängden. Parametrar med få mätvärden valdes också bort av samma anledningar. Orsaken till valet av tidsintervall var att det fanns en tydlig förändring i mönstret hos datan som påverkar den totala förklarade variansen i PCA:n negativt, varvid åren innan 2015 exkluderades. Dessa mönsterförändringar undersöktes inte vidare.

3.7.2 Datahantering

Först bildades en matris med all mätdata där parametrarna av intresse utgjorde kolumner och provtagningsdatum rader. Linjär interpolation användes för att fylla tomrummen där mätvärden saknas. Därefter identifierades avvikande värden genom att beräkna robusta z-värden för varje enskild parameter, vilket är ett mått på avståndet mellan medianen och ett givet mätvärde. Mätvärden med $z>3$ togs bort och ersattes med medianen för att minimera deras påverkan på PCA-komponenterna. Totalt sorterades 275 mätvärden bort. I de fall då tre mätvärden i rad hade $z>3$ behölls dessa, för att förhindra bortsortering av extrema verkliga händelser såsom perioder med ovanligt mycket föroreningar. Därefter gjordes en förbehandling av datan i MATLAB med hjälp av verktyget gjort av Davide Ballabio (2015) som är baserad på metoden beskriven av Ballabio (2015). Verktyget centrerar alla parametrar så att de har ett medelvärde på noll och divideras med dess egna standardavvikelser, vilket är en process som kallas autoscaling. På så sätt bidrar alla parametrar lika mycket till analysen oavsett skillnader i storleksordning och enhet. Utan omskalningen kan vissa parametrar påverka PCA:n oproportionerligt.

3.7.3 PCA-beräkning

Efter datahanteringen utfördes PCA:n med hjälp av pca_gui i MATLAB (Davide Ballabio, 2015). pca_gui utför PCA-beräkningarna och tillhandahåller sedan relevanta

visualiseringar, såsom biplottar, screeplottar och plottar av komponentscores mot tid. Dessa används till analys och tolkning av datan.

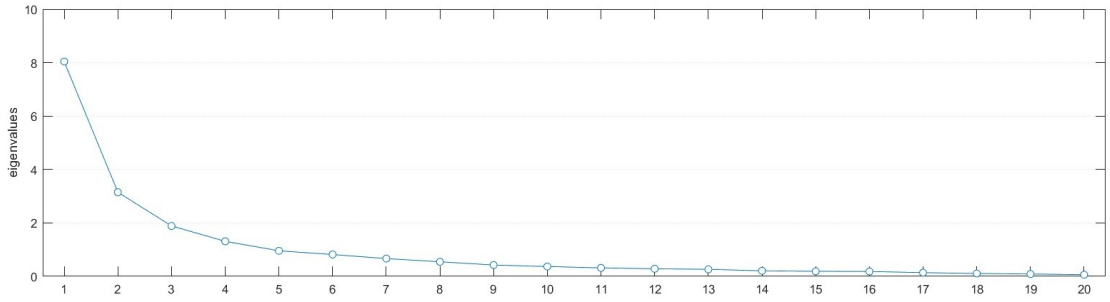
4

Resultat

Nedan redovisas resultatet av PCA:n, inklusive visualiseringar av de enskilda komponenterna och biplottarna, samt observationer av bakterieförekomsten och vattenkvalitetsindexen.

4.1 Statistisk analys med PCA

I den här delen presenteras resultaten av den statistiska analysen av råvattendatan som gjordes baserat på en PCA. Syftet är att identifiera mönster, samband och förändringar i vattenkvalitetsparametrarna över tid samt att förstå vilka faktorer som driver variationen. Detta görs genom en analys av de tre första komponenterna, vilka valdes utifrån screeplotten i figur 4.1 som visar hur mycket varians som förklaras per komponent.



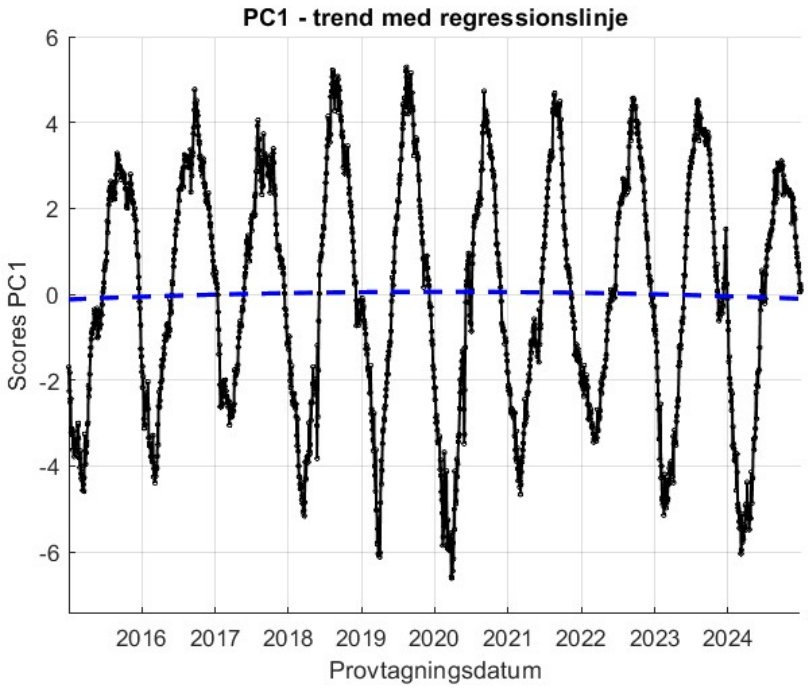
Figur 4.1. Screeplot.

Efter den tredje komponenten börjar de nästkommande komponenterna förklara betydligt mindre av variationen i data. Den första komponenten (PC1) förklarar 40,19% av den totala variansen, följt av 15,74% för komponent två (PC2) och 9,43% för komponent tre (PC3). Tillsammans står dessa tre komponenter för cirka 65,36% av variationen i

datan. Detta är tillräckligt för att ge en god översikt över olika mönster.

4.1.1 Första komponenten

Variansen som huvudsakligen fångas i PC1 verkar vara säsongsbunden, då den visar ett tydligt årligt och cykliskt mönster som visas i figur 4.2

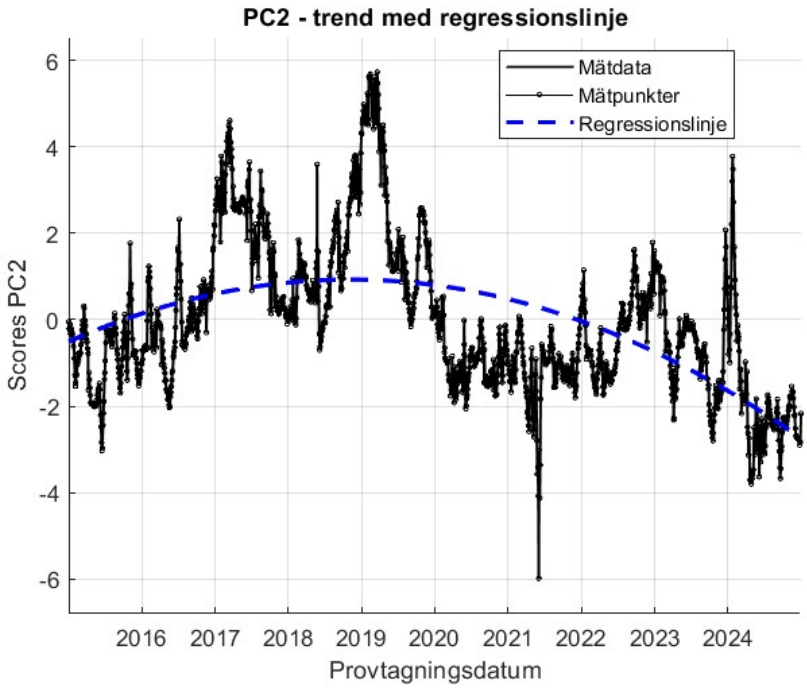


Figur 4.2. Första komponenten över tid.

Den platta regressionskurvan i figuren innebär troligen att säsongsvariationen är det huvudsakliga mönstret som fångats i datan. Hade PC1 omfattat väsentliga delar av ett annat datamönster hade regressionskurvan blivit tydligt icke-linjär.

4.1.2 Andra komponenten

För PC2, som är illustrerar i figur 4.3, är det svårare att avläsa någon överskådlig trend eller mönster jämfört med första komponenten.

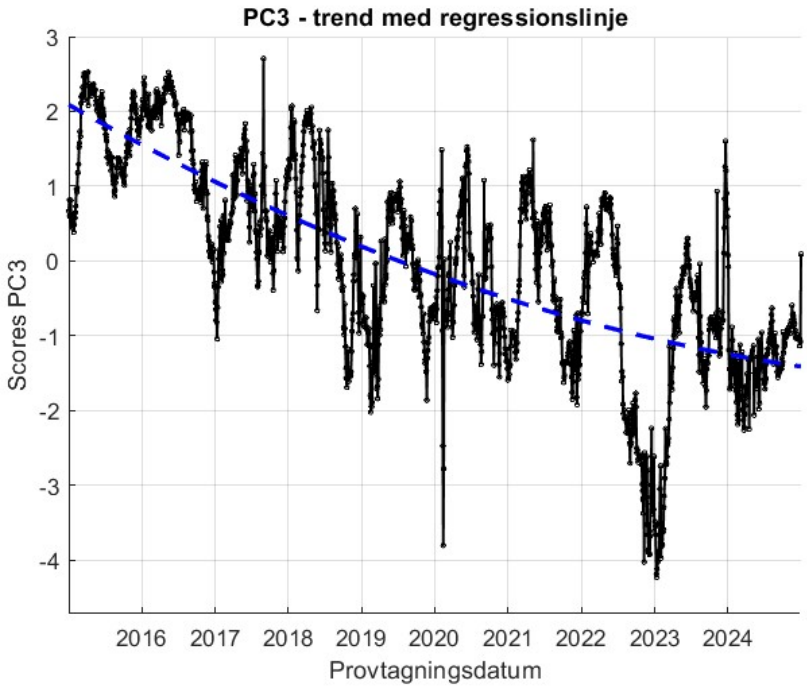


Figur 4.3. Andra komponenten över tid.

PC3 innehåller vid flera tillfällen tillsynes slumpmässiga extrempunkter vid under årsskiftena till år 2017, 2019, 2024 och eventuellt i mitten av 2021. Mellan 2020 och 2022 är komponenten förhållandevis platt med en komponentscore omkring -0,2. Det skulle kunna innebära att komponenten fångar plötsliga förändringar i omgivningen i och omkring Lackarebäck.

4.1.3 Tredje komponenten

I PC3 finns det överlag en nedåtgående trend, vilket illustreras i figur 4.4.

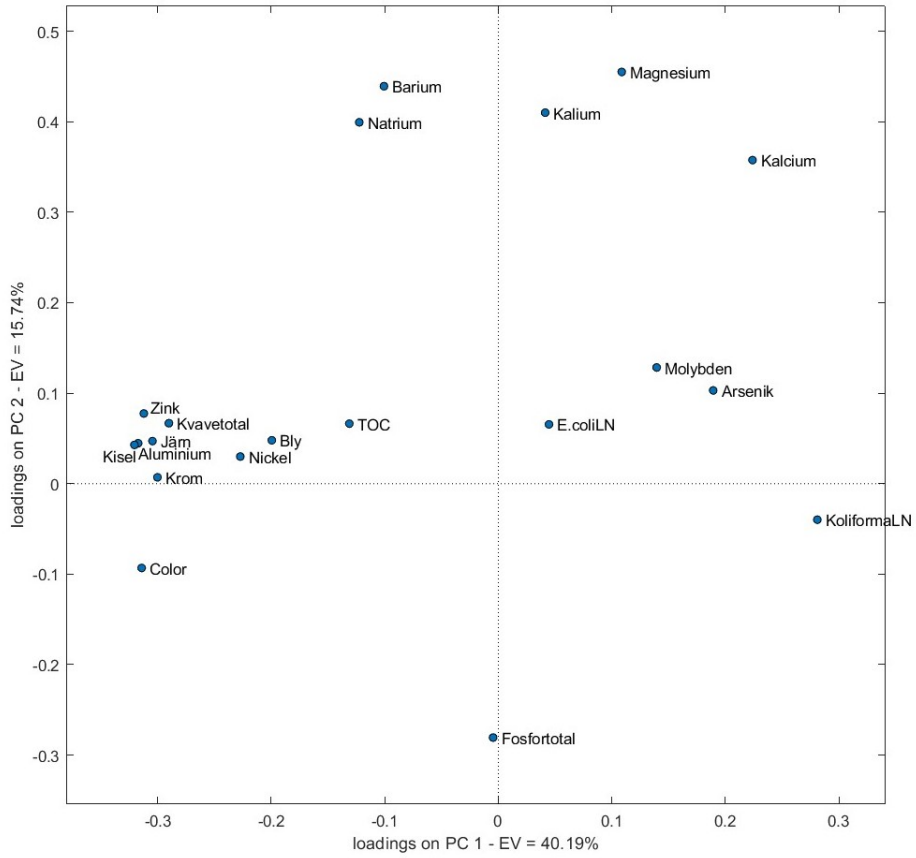


Figur 4.4. Tredje komponenten över tid.

Figuren verkar också reflektera en del säsongsvariation med relativt konsekventa maxima under somrarna och minima under vintrarna. Ytterligare en del svårförklarad variation syns, vilket tyder på att det finns en större del brus fångad i komponenten.

4.1.4 Biplottsanalys

För att bättre förstå vilka parametrar som driver komponenterna analyserades biplotten 4.5 där komponent 1 plottades mot komponent 2.

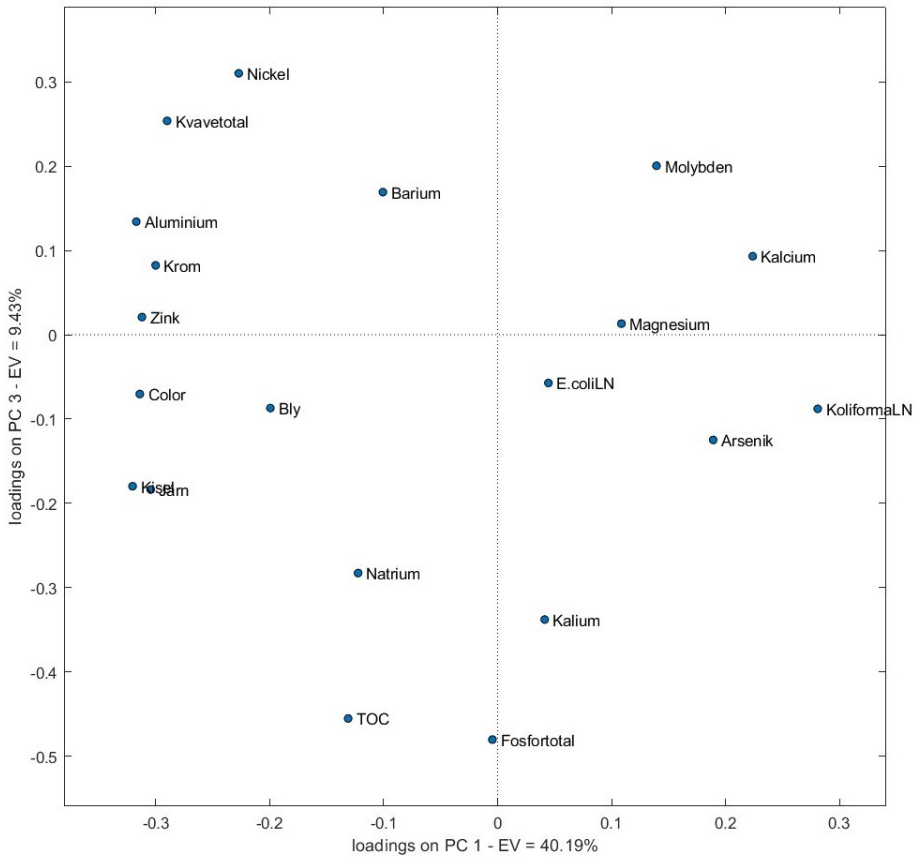


Figur 4.5. Biplott av första komponenten mot andra komponenten.

I figuren ovan finns ett tydligt kluster med zink, kväve, aluminium, krom, kisel och färg med en laddning av cirka –0,3 på PC1 som är negativt korrelerade till koliforma bakterier med en laddning av 0,3. Det tyder på att dessa parametrar följer samma säsongsmönster. Halterna av koliforma bakterier är höga under sommaren och låga under vintern, medan klustret och färg är höga under vintern men låga under sommaren.

I PC2 syns positiva korrelationer mellan natrium, barium, kalium och magnesium med en laddning på cirka 0,4. Dessa är negativt korrelerade med totalt fosfor med en laddning på cirka -0,3. Troligen är det dessa parametrar som orsakar de maxima och minima som syns i figur 4.3.

För att visualisera PC3 gjordes också en biplott 4.6 av första komponenten mot tredje.

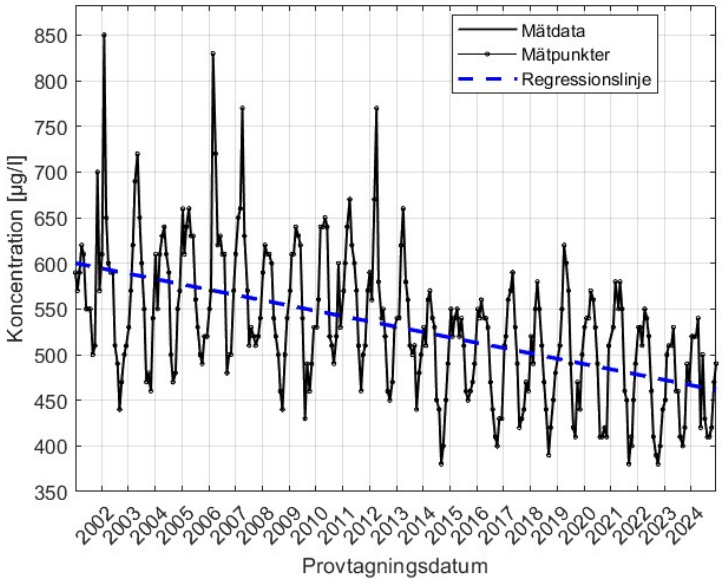


Figur 4.6. Biplott av första komponenten mot tredje komponenten.

I biplotten finns det inga tydliga kluster förutom kisel och järn, vilket skulle kunna innebära att de följer en liknande trend över tid. Det verkar som att en större del av variansen som fångats av PC3 är nickel och kväve, som är positivt korrelerade med laddningar av cirka 0,3. Dessa är negativt korrelerade med fosfor och TOC med laddningar av cirka -0,45. Det skulle kunna tyda på en trend de senaste 20 åren med tanke på regressionskurvan i figur 4.4, där nivåerna av nickel och kväve sjunkit samtidigt som fosfor och TOC ökat något de senaste åren sedan 2015.

4.2 Visualisering av trender

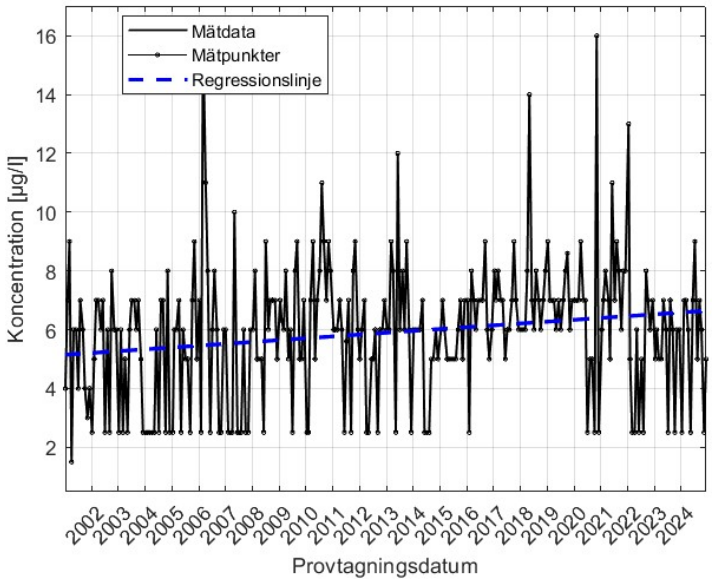
I figur 4.7 visas koncentrationen kväve i Lackarebäck under åren 2001-2024.



Figur 4.7. Totalt kväve i Lackarebäck.

Det observeras i figuren ovan att koncentrationen sjunker från 600 µg/l till 460 µg/l under tidsintervallet. Det noteras även att det finns några avvikande värden i grafen.

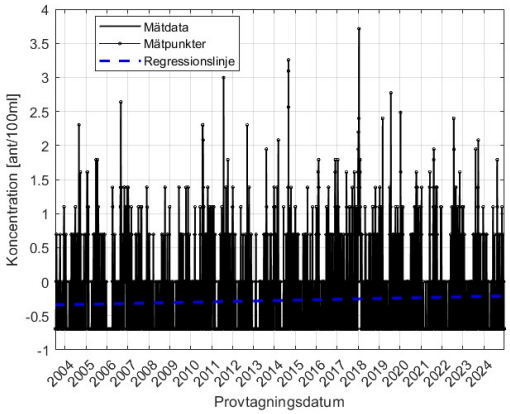
I figur 4.8 presenteras koncentrationen fosfor i Lackarebäck under åren 2001-2024.



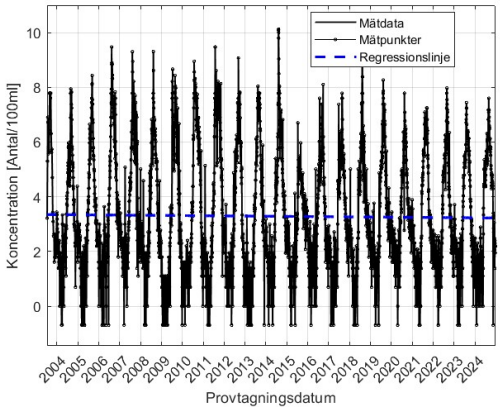
Figur 4.8. Total fosfor i Lackarebäck

I figuren går det att se en stigande trend för fosformed ett extremvärde på 16 µg/l år 2006, och vidare syns det att den genomsnittliga koncentrationen har ökat från ungefär 4,8 µg/l till 6,8 µg/l.

Halten av *E. coli* och koliforma bakterier följer en trend som ser väldigt jämn ut över åren, vilket går att se i figurerna 4.9 och 4.10.



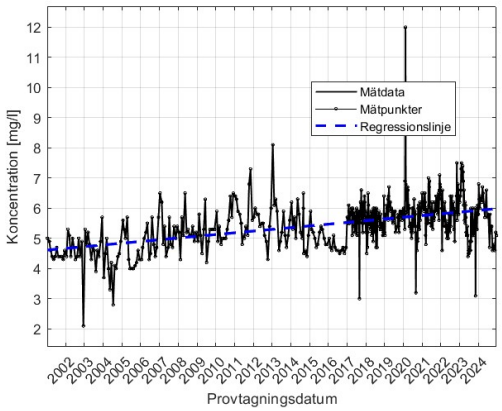
Figur 4.9. Den logaritmerade *E. coli*-halten i antal/100 ml.



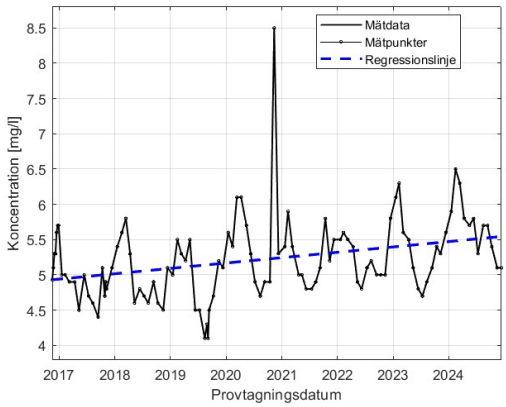
Figur 4.10. Den logaritmerade halten koliforma bakterier i antal/100 ml.

I grafen uppe till vänster för syns några avvikande värden, vilket det inte gör i grafen till höger för koliforma bakterier. Det observeras även att de koliforma bakterierna uppgår till högre koncentrationer än *E. coli*.

Koncentrationer av TOC vid analys med olika metoder kan ses i figurerna 4.11 och 4.12.



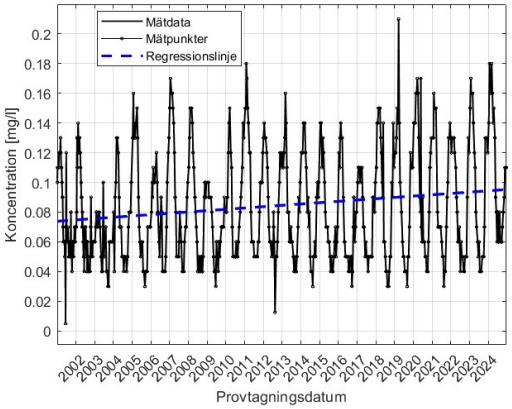
Figur 4.11. Koncentration av TOC första metoden



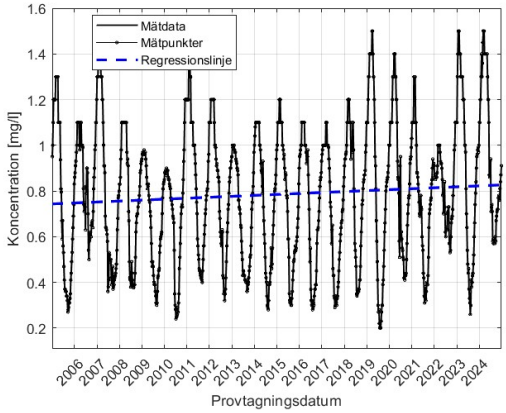
Figur 4.12. Koncentration av TOC andra metoden

Figurerna visar generella ökningar i koncentration under vinterhalvåret och generella nedgångar i koncentration under sommarhalvåret. Det observeras även en svagt uppgående trend. Det har inte framgått vilken analysmetod som använts.

Koncentrationer av järn och kisel kan ses i figur 4.13 repektive figur 4.14 vid analys av vattnet i Lackarebäck med induktivt kopplad plasma masspektrometri.



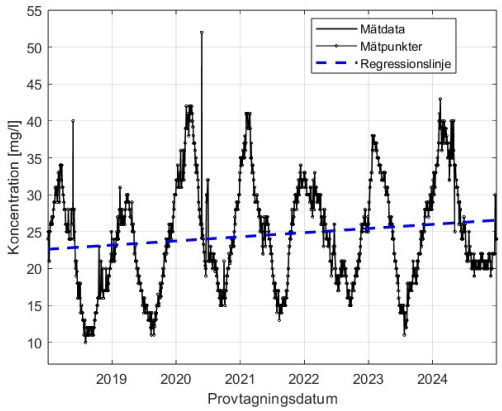
Figur 4.13. Koncentration av järn i Lackarebäck



Figur 4.14. Koncentration av kisel i Lackarebäck

I figurerna ovan kan en uppåtgående trend observeras hos både järn och kisel. Skalningen av axlarna göra att trenden för järn ser större ut, men det är inte säkert att detta stämmer överens med verkligenheten.

Färgtalet för Lackarebäck för perioden 2018-2024 finns illustrerad i figur 4.15

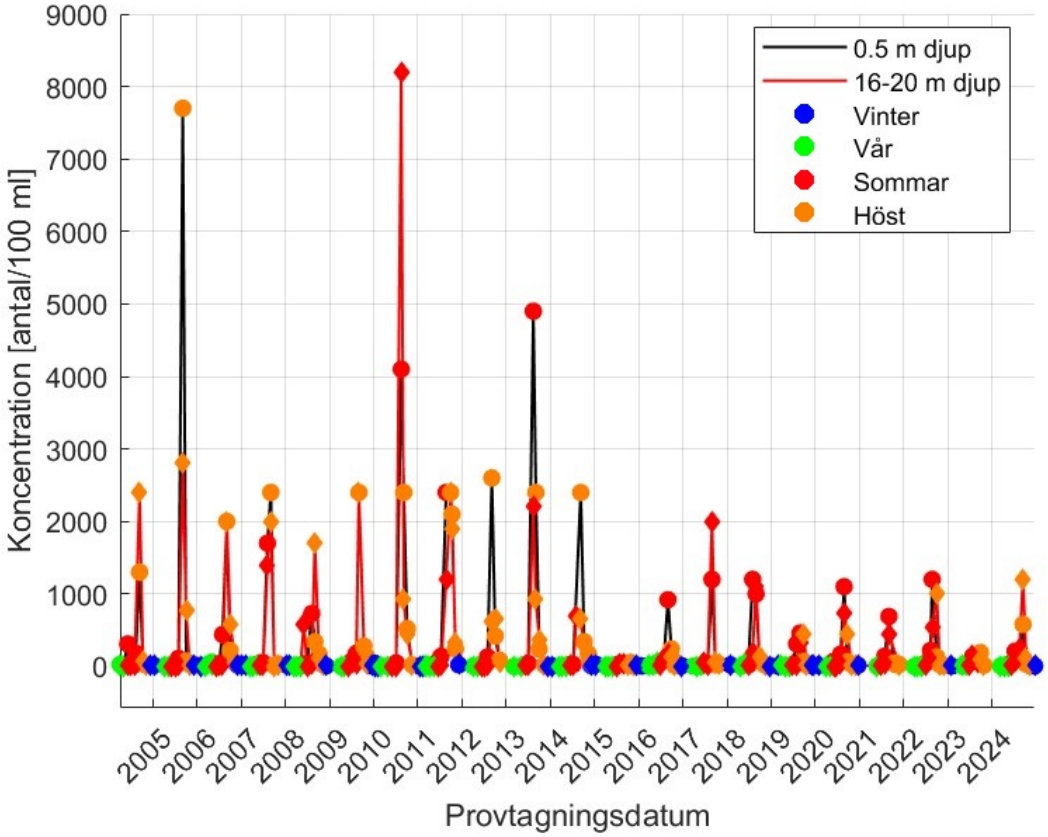


Figur 4.15. Färgtal i Lackarebäck med båda metoderna.

Färgtalet för Lackarebäck har mätts med olika metoder. Förr analyserades färgen med hjälp av tabellerade värden och färgpapper, medan det på senare tid uppdaterats till mer moderna analytiska metoder. Därav syns enbart de senaste åren i grafen ovan. Det observeras en uppåtgående trend, vilket innebär att färgtalet ser ut att öka över tidintervallet.

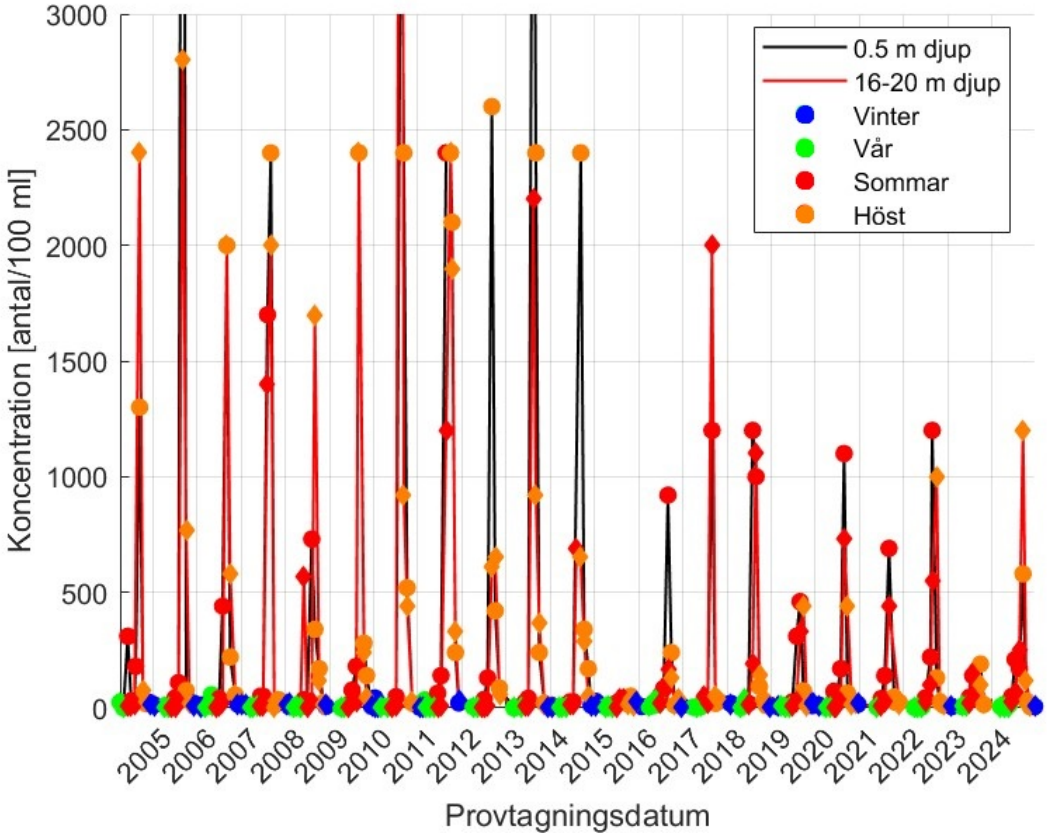
4.3 Observationer av bakterieförekomsten i råvattnet

I figur 4.16 syns det hur de koliforma bakteriernas koncentration har varierat över tid baserat på djup i Stora Delsjön.



Figur 4.16. Koncentration av koliforma bakterier i Stora Delsjön vid djupen 0,5 m och 16-20 m. Runda prickar är för djup 0,5 m och romber för 16-20 m.

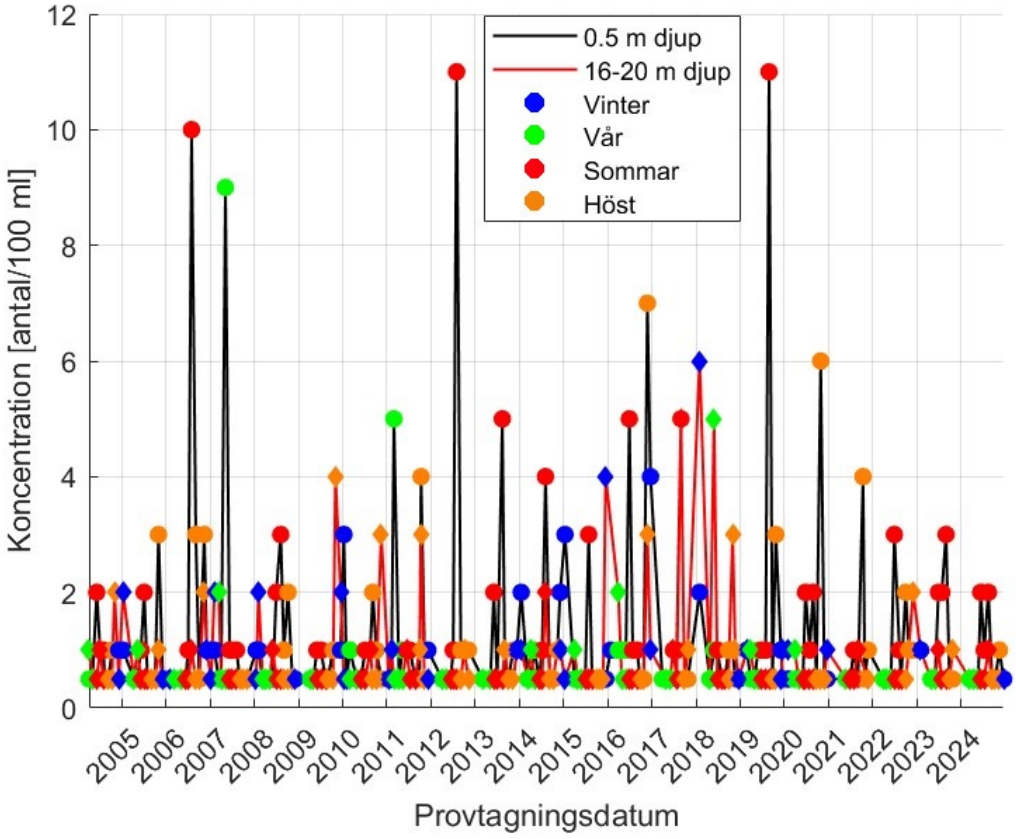
Grafen visar tre tydligt avvikande värden och en jämn koncentrationsnivå på övriga observationer. För tydligare visualisering används vidare figur 4.17 där skalan är justerad för att underlätta tolkning av resterande punkter.



Figur 4.17. Koncentration av koliforma bakterier i Stora Delsjön vid djupen 0,5 m och 16-20 m, utan avvikande värden. Runda prickar är för djup 0,5 m och romber för 16-20 m.

I denna graf syns tydligt att alla toppar är antingen röda eller orange. Det innebär att de sker på sommaren (röd, juni-augusti) eller hösten (orange, september-november). Majoriteten av topparna är runda, vilket innebär att värdena har uppmätts i sjöns toppskikt på 0,5 m. Under sommaren syns ingen trend i koncentrationsskillnader mellan djupen, men under hösten observeras tydliga koncentrationsskillnader mellan djupen fram till 2015. Därpå noteras ett skifte i koncentration, maxpunkternas amplitud minskar och det går inte att urskilja samma trend som tidigare. Innan omslaget år 2015 är hösten den årstid som dominerar extrempunkterna, efter skiftet framträder istället sommaren.

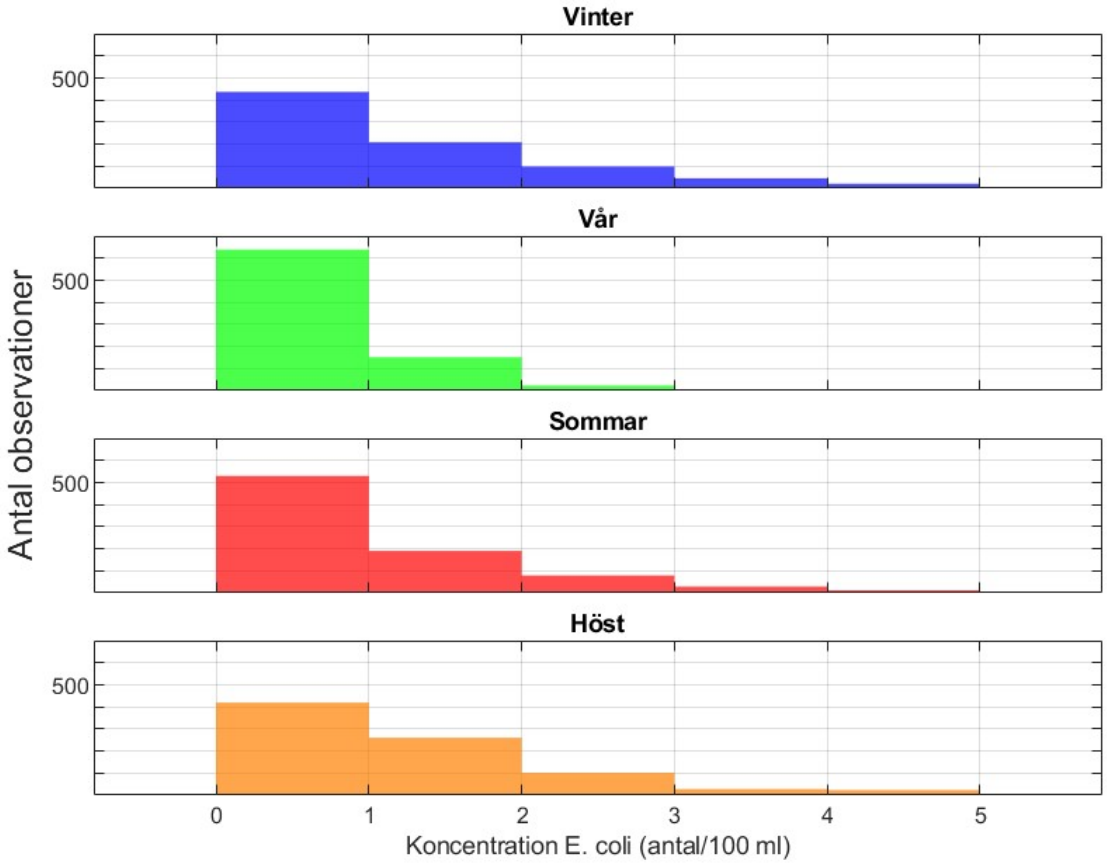
Figur 4.18 visar koncentrationsvariationerna av *E. coli* i Stora Delsjön vid djupen 0,5 m och 16-20 m.



Figur 4.18. Koncentration av *E. coli* i Stora Delsjön vid djupen 0,5 m och 16-20 m. 0,5 m representeras av den svarta grafen och de runda prickarna. 16-20 m representeras av den röda grafen och romberna.

Grafen ovan visar en jämn årstidsfördelning av toppar över hela tidsintervallet, samt att det inte går att urskilja något mönster i koncentrationsnivåer. Majoriteten av topparna är runda, vilket innebär att värdena har uppmätts i toppskiktet. Det observeras även att extrempunkterna för *E. coli* inte korrelerar med de motsvarande för koliforma bakterier (figur 4.16).

Figur 4.18 presenteras även i form av ett histogram som tydligare visualiserar koncentrationen *E. coli* för varje årstid, se figur 4.19.

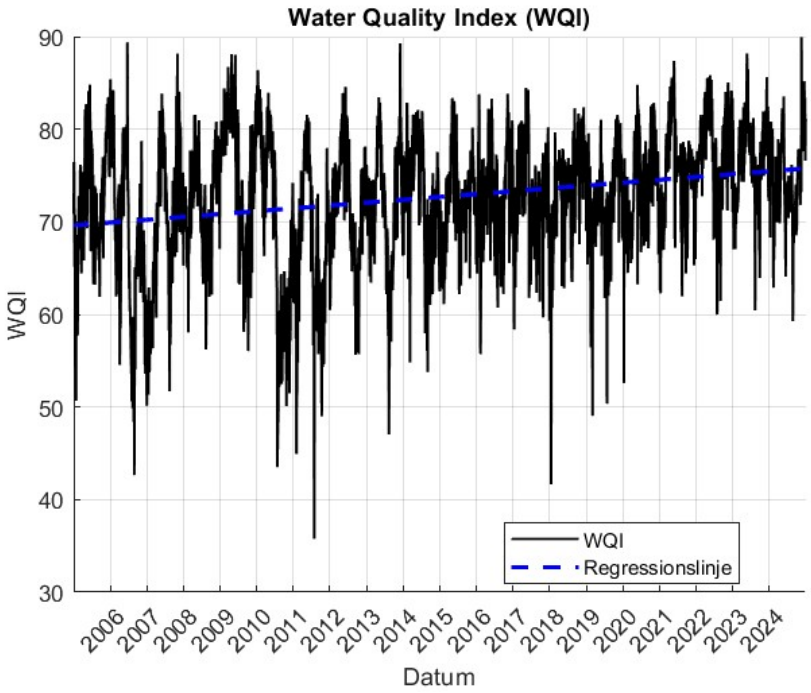


Figur 4.19. Histogram av fördelningen av halter *E. coli* under de olika årstiderna.

Det noteras i histogrammet att koncentrationen generellt var som lägst under våren, men att det är svårt att urskilja några tydliga skillnader mellan vinter, sommar och höst, där histogrammen har liknande spridning.

4.4 Water quality index (WQI)

I figur 4.20 syns vattenkvalitetsindexen för Lackarebäck de senaste 20 åren.



Figur 4.20. WQI för Lackarebäck

Grafen över WQI ger en övergripande blick på hur vattenkvaliteten överlag förändrats över tid. Regressionslinjen visar en svagt uppåtgående trend, som tyder på att vattenkvaliteten blivit något bättre de senaste 20 åren.

5

Diskussion

En viktig aspekt när det kommer till vattenkvalitet är att det inte bara handlar om huruvida vattnet är säkert att dricka. Det handlar även till stor del om att vattnet ska se säkert ut att dricka. Vattnet måste renas både från bakterier och kemikalier, men också från olika ämnen som påverkar vattnets färg. I detta kapitel kommer korrelationer, trender och mönster som identifierats i datan att undersökas. Därefter följer en diskussion om hur dessa eventuellt kan påverka vattenkvaliteten.

5.1 TOC, pH och missfärgning

Ett stort problem som behöver behandlas av vattenreningsverk är missfärgat vatten. När vatten blir missfärgat ser det oaptitligt ut och allmänheten vill därför inte dricka av det, även om det är fritt från bakterier och skadliga ämnen. En viktig fråga är därför varför missfärgning av vatten uppstår, samt vilka parametrar det är som försämrar just denna kvalitetsaspekt. I detta avsnitt diskuteras korrelationer och trender för TOC, pH och missfärgning, samt dess konsekvenser som kan tillfalla råvattenkvaliteten.

5.1.1 Korrelationer och trender

Biplotten 4.5 visar att TOC ligger relativt nära origo i PC2 ($\sim$ 0,05) och är svagt negativt laddad i PC1 ($\sim$ -0,1). Då PC1 i huvudsak reflekterar säsongsvariationer observeras det att data som antingen är negativt eller positivt laddad varierar olika mycket vid olika delar på året. PC1 tyder på att det finns en möjlig korrelation mellan TOC och färg då båda är negativt laddade, men att det finns en mycket tydligare korrelation mellan färg och järn, kisel, zink, aluminium, krom och kväve som alla är laddade med ungefär -0,3 på PC1. Detta beror troligtvis på att organiska föreningar lätt absorberar ljus och därmed färgar vattnet, samt att flera metaller kan skapa metallorganiska komplex med

kol och därmed förstärka färgen (Köhler m. fl., 2013). Avståndet mellan TOC och järn i biplotten skulle kunna förklaras av att järn (tillsammans med resterande metaller i klustret) är tydligt säsongsvarierande, medan TOC till viss del varierar säsongsmässigt, men också av andra anledningar. Exempelvis korrelerar TOC och kvävehalt. Exakta anledningen till denna korrelation går inte att fastställa utan vidare undersökning, men en trolig anledning skulle kunna vara inlopp innehållande höga koncentrationer TOC och kväve vilket även stämmer överens med andra studier inom området (Reed m. fl., 2015). Detta hade i sådana fall även förklarat avståndet mellan TOC och järn, där en möjlig förklaring hade varit att järn huvudsakligen varierar med säsonger, medan TOC huvudsakligen varierar med mängden nederbörd och avrinning. Exempelvis skulle avrinning från närliggande områden och utsläpp av avloppsvatten kunna vara tänkbara källor till TOC och kväve och därmed förklara dess korrelation. Ytterligare en anledning till mellanrummet mellan TOC och metallklustret är att TOC är totalt organiskt kol vilket inte är samma sak som DOC, löst organiskt kol. Eftersom analysen av DOC endast inkluderar upplöst kol hade det eventuellt korrelerat bättre med metallklustret. Dock fanns inte DOC med i datasetet, och det hade därför behövts vidare studier för att formulera välgrundade slutsatser kring hur mycket DOC korrelerar med metallklustret.

Den negativa laddningen på TOC, färg, järn, kisel, zink, aluminium, krom och kväve i PC1 tyder på att samtliga koncentrationer av nämnda variabler minskar under sommarhalvåret, och ökar under vinterhalvåret. Detta går även att se genom analys av figurer 4.11 och 4.12 där den uppmätta koncentrationen TOC under sommaren alltid är lägre än koncentrationen under vintern. Detta kan kopplas samman med resultat från liknande studier där det fastställts att DOM och järn sedimenterar mer eller mindre beroende på uppehållstid och löslighet kopplat till pH och temperatur (Köhler m. fl., 2013) (Gonsior m. fl., 2013). En ökad koncentration DOM i sedimenten under sommarhalvåret medför därmed en minskad koncentration DOM vid ytan (där provtagning i denna studie gjorts) och kan därmed förklara resultaten.

Det förekommer en tydlig korrelation mellan både TOC, färg och metaller som järn i PC1, vilket antyder att dessa parametrar är säsongsberoende. Kvaliteten på tillgängligt råvatten utifrån en molekylär synvinkel ökar under sommarhalvåret, och minskar under vinterhalvåret. Detta kan som tidigare nämnt ses för TOC i figur 4.11 och 4.12 samt för järn i figur 4.13 och kisel i figur 4.14. Förändringar i kvalitet medför olika reningsbehov och reglering av reningsprocesser. Ett problem som kan uppstå vid abrupta och snabba förändringar i vattenkvalitet är att vattenverket inte hinner ställa om sina reningsprocesser och/eller intagskällan av råvatten. Det finns alltid en latens för de kvalitetsmätande sensorerna, samt en svarstid för de olika processerna inne i reningsverket.

Det tar något dygn för vattenverket att reglera inflödet av råvatten och det finns säkerligen en risk att vissa reningsprocesser behöver ändras eller optimeras när kvaliteten på vattnet ändras. Vid noggrann analys av samtliga figurer 4.11, 4.12, 4.13 och 4.14 går det att se att ämnenas koncentrationer förändras i samband med färgtalet (se figur 4.15). Något som skulle kunna göras är att preventivt ställa om reningsprocesserna för att säkerställa kvaliteten på Göteborgs dricksvatten. Detta kommer dock kosta mer pengar då det i vissa fall kommer leda till att vattnet renas ”mer än nödvändigt”. En lösning på detta skulle kunna vara att träna artificiell intelligens för att övervaka och känna av indikatorer för försämrad vattenkvalitet, och därmed ställa om reningsprocesser och intag baserat på stora mängder data. Exakt hur effektivt en sådan implementering av AI hade varit är inte något som diskuteras vidare i denna rapport, men är något som vidare skulle kunna undersökas.

Något som resultatet inte fastställt men som går att uppskatta är huruvida TOC ökat eller minskat över en längre tidsperiod. Genom analys av figurerna 4.11 och 4.12 går det att dra slutsatsen att mängden TOC ökat de senaste åren, detta eftersom minimivärdet uppmätt i slutet av 2024 är högre än resterande lokala minimivärden uppmätta över resterande år (se figur 4.12). Detta stämmer även överens med liknande studier som både konstaterar att mängden TOC ökat under en längre tid, men också att TOC ökar i samband med ökande koncentrationen koldioxid i atmosfären (Nydahl m. fl., 2019). Eftersom samhället fortfarande släpper ut stora mängder koldioxid i atmosfären är en ökning av både TOC, karbonatjoner och löst koldioxid i vattendrag inte oväntat. I samband med ökade koncentrationer av organiska syror i vattendrag minskar vattnets pH-värde och leder därmed till en rad olika problem. pH har observerats som en av de tydligaste regulatoriska faktorerna när det kommer till färgen hos vattnet. Ett minskat pH-värde skulle därför leda till att sjöar och vattendrag blir mer mottagliga för missfärgning och därmed vidare öka reningsbehovet vid produktion av dricksvatten.

En ökad koncentration TOC och ett lägre pH påverkar inte bara vattnets färg, utan kommer även att påverka jämviktsrelationer mellan andra mineraler och organiska komplex i vattnet. Eftersom pH fungerar som en regulator i vilka reaktioner som kan ske skulle ett förändrat pH-värde påverka levnadsförhållanden för organismer i sjön, både på mikro- men också makroskala (Jin & Kirk, 2018). I samband med kontinuerliga utsläpp kommer troligtvis pH-värdena i sjöar och hav att minska, något som kan få tidigare nämnda korrelationer och samband att förändras. Ändrade pH-värden påverkar lösligheten i vattnet, vilket i sin tur påverkar hur mycket metaller som sedimenterar, vilket i sin tur kan leda till förändrad färg på vattnet. Exakt vilka konsekvenser detta kan få för miljö, samhälle och människa är något som bör utforskas mer utförligt.

5.1.2 Framtida konsekvenser

I framtiden lär brunfärgningen i sjöar fortsätta, till viss del som en följd av klimatförändringar. Att DOC väntas öka stöds av trenden observerad i figur 4.12, där lägsta nivån för koncentrationen av DOC från år 2020 successivt har stigit årsvis med undantag för sommaren 2022 och sommaren 2023. Detta stöds ytterligare av Meyer-Jacob m. fl. (2019) som hävdar att koncentrationerna av DOC väntas stiga till följd av fortsatt ökad försurning kombinerat med ökade temperaturer. Områden som varit mindre utsatta för försurning från första början anses dessutom vara extra utsatta, då klimatförändringar tros vara avsevärt drivande i ökningen av DOC där. (Meyer-Jacob m. fl., 2019) (Räike m. fl., 2024).

Klimatförändringar förväntas medföra ökad nederbörd och eftersom nederbörden är en drivfaktor till hur väl vatten bärandes på humusämnen flödar till vattendragen kommer större mängder DOC nå sjöar. I värsta fall kan nederbördsmängden i Sverige öka med 32% vilket skulle innebära en förändring av a_{420}, ett mått på absorption vid standardvåglängden 420 nm, med alltifrån en faktor 1,1 till 7,6 (Weyhenmeyer m. fl., 2016). Detta skulle leda till en ökad brunfärgning av de svenska sjöarna.

Konsekvenserna av den framtida utvecklingen med fortsatt brunfärgning lär framkalla ytterligare problem för dricksvattenberedningen då brunfärgningen spelar en central roll i att försvåra reningsprocesserna. Specifikt kommer kraven och behoven på kemikalier i reningen samt energianvändning troligtvis tillta i betydelse, vilket i sin tur kommer göra reningen dyrare för de aktörer som tillhandahåller den. Weyhenmeyer m. fl. (2016) redogör ytterligare för problemen med brunfärgning och hävdar att sjöar som i regel brukas som dricksvattenresurser ofta har en landskapsvattenomsättningstid (water retention time, WRT) motsvarande mellan ett och tre år. Samtidigt är det just dessa sjöar som befinner sig i samma spann som också löper störst risk att drabbas av brunfärgning. Ett exempel är Mälaren med WRT 2.8, som blivit föremål för ökad färg och därvid en försvårad dricksvattenberedning.

5.2 Bakterier

Nedan diskuteras orsaker och analyser utifrån resultatet kopplat till bakterier för att kunna kommentera skiktning i Stora Delsjön samt för att identifiera årstidsberoende och koncentrationsskillnader.

5.2.1 Cirkulation

Det har i teorin konstaterats att sjöar kan genomgå cirkulation vilket innebär att en utjämning av näringsämnen i de olika lagren sker (Gibbs och Howard-Williams, 2019). Detta skulle innebära att de olika skiktens koncentrationer av bakterier varierar över sommaren, för att sedan utjämnas igen när cirkulationen sker på hösten. Varken i figur 4.16 eller figur 4.18 syns några tydliga kopplingar till ett sådant fenomen, då det inte observeras någon minskning eller ökning i koncentration av varken *E. coli* eller koliforma bakterier mellan de olika skikten över årstiderna.

En möjlig anledning till att denna typiska årstidsbaserade cirkulation inte observeras i Stora Delsjön skulle kunna vara att den påverkas av yttre faktorer under året. Exempel på sådana är att vatten dras ur sjön för dricksvattenproduktion samt att vatten pumpas in från Göta älv för att upprätthålla vattenreservoaren. Därmed är det möjligt att sjön inte hinner skapa skikt utan istället är i relativt konstant omrörning. Detta leder till att observationer av årstidscirkulationer inte blir påtagliga.

5.2.2 Årstidsberoende och koncentrationsskillnader

Det förväntades ett kluster med *E. coli* och koliforma bakterier i biplottarna, eftersom *E. coli* är en typ av koliform bakterie. Inget resultat har dock visat ett sådant kluster, och därav har ingen korrelation mellan bakterierna kunnat påvisas. Detta stöds även av de årstidsbaserade figurerna (figur 4.17 och figur 4.18), där inga korrelationer mellan bakterierna kunnat påvisas. I dessa figurer har även ett årstidsberoende påvisats hos koliforma bakterier, men inte hos *E. coli*. Även detta stöds av PCA:n, där den årstidsberoende PC2 enbart visar korrelationer med koliforma bakterier.

Eftersom årstidsberoendet inte observeras hos *E. coli* men hos koliforma bakterier så kan det antas att de troligen har ursprung i olika källor. Bakteriernas olika ursprung förklarar även varför koncentrationen *E. coli* inte följer samma nedåtgående trend som de koliforma. Som nämnts i teorin sker bräddning i Göta älv (Åström m. fl., 2007) och detta orenade vatten innehåller troligen en stor mängd av den fekala bakterien *E. coli*, till skillnad från koliforma bakterier. Anledningen till detta är att bräddning sker med avloppsvatten (Petrucci m. fl., 2025), som innehåller en större mängd fekala bakterier såsom *E. coli*. Det konstateras därför att *E. coli* kommer från en punktkälla kopplat till avlopp (Paruch och Mæhlum, 2012).

Koliforma bakterier har troligen sitt ursprung i diffusa källor, som inkluderar bland

annat avrinning från skogs- och jordbruksmiljö (Åström m. fl., 2007). Dessa källor frodas under sommaren och hösten, växter i skogen växer som mest och jordbruket är som störst under dessa perioder. Det benämns även av Paruch och Mæhlum (2012) att koliforma bakterier har sitt naturliga ursprung i vattendrag och mark samt avföring, vilket tyder på andra ursprung än *E. coli*. Dessa ursprung i olika källor skulle kunna vara en förklaring till att koncentrationerna har olika årstidsberoenden.

En annan anledning till att koncentrationerna för *E. coli* och koliforma bakterier ser olika ut vid olika årstider skulle kunna vara att de har olika temperaturberoende. Koliforma bakterier är en stor samling av olika bakterier, och till exempel *E. coli* utgör endast en mycket liten andel av gruppen, vilket visualiseras i y-axlarna i figurerna 4.18 och 4.16. Det innebär att det finns en stor mångfald vad gäller egenskaper som temperaturberoende. Det observeras en tydlig ökning av koliforma bakterier under varmare tidsperioder, vilket indikerar att de trivs bättre då. För *E. coli* blir temperaturberoendet inte lika tydligt då dessa återfinns i mindre mängder än de koliforma bakterierna, vilket gör att koncentrationen ser jämnare ut över grafen. Detta skulle kunna förklaras utifrån att *E. coli* kan överleva i lägre temperaturer genom att deras metabolism avstannar (Blaustein m. fl., 2013). Dock kan det inte dras någon säker slutsats kring bakteriernas respektive temperaturberoende eftersom mängderna skiljer sig såpass mycket sinsemellan. Detta antyder att det troligen är fler faktorer som påverkar koncentrationsskillnaderna.

Nederbördsmängden mellan åren 2001 och 2024 var likartad under hösten, vintern och sommaren men betydligt mindre under våren (SMHI, 2025), vilket innebär att bräddningen framförallt sker under de tre förstnämnda årstiderna. Detta kan observeras i histogrammen (figur 4.19), där koncentrationerna under våren är lägre, medan koncentrationerna övriga årstider är högre och enhetliga. Anledningen till detta kan som nämnt bero på bräddning av Göta älv. Även om bräddningen inte sker på plats i Delsjön så pumpas vatten från älven till sjön, vilket kommer att påverka råvattenkvaliteten. Det antas dock att vattnet som pumpas från älven är rent och inte innehåller förhöjda bakteriehalter, och därför kommer den försämrade vattenkvaliteten vid bräddning av älven inte signifikant påverka sjön.

5.2.3 Åtgärder för att bibehålla låg koncentration av *E. coli*

I teorin nämns att klimatförändringarna medför ökad nederbördsmängd (Petrucci m. fl., 2025). Det kommer alltså krävas åtgärder för att ta hand om de ökade dagvattenmängderna, så att de inte svämmar över avloppssystemen och bräddas ut med avloppsvattnet.

Ett sätt att motverka bräddningen skulle kunna vara att skapa olika system för dagvatten och avloppsvatten och att endast låta intaget för dagvatten svämmas över. I och med detta sker bräddningen enbart med dagvatten, som inte innehåller lika höga halter *E. coli* som det avloppsblandade vattnet. På så sätt minskar kontamineringen i älven och även sjön. Denna ändring innebär dock en hög extra kostnad och är troligen en process som kommer att ta väldigt lång tid. En annan preventiv åtgärd skulle kunna vara att utöka kapaciteten i intagen och skapa behållare i reningsverken där det extra vattnet från extrem nederbörd tillsammans med avloppsvattnet kan ansamlas istället för att bräddas ut i älven. På så sätt skulle vattnet kunna sparas för att renas vid en senare tidpunkt, då intagen inte är lika belastade. Dock finns det en risk att även behållarna svämmar över om nederbördsmängden fortsätter att öka, så det finns även problematiska aspekter av denna åtgärd.

5.2.4 Långsiktiga trender för bakterier

Det har kunnat påvisas ett skifte i de koliforma bakteriernas koncentration över det undersökta tidsintervallet. Detta skifte från högre till lägre koncentration observerades runt år 2015. Det är möjligt att denna observation faktiskt innebär att halten koliforma bakterier i sjön har minskat, vilket stöds av Tornevi m. fl. (2014) där en minskning i koncentration även har observerats i Göta älv. Det krävs dock mer information än den tillhandahållna för att säkerhetsställa denna slutsats. I nuläget saknas information kring testningsprocessen hos Kov, vilket skulle kunna påverka observationerna. Detta skifte skulle kunna bero på utbytt mätutrustning eller nya mättekniker som minskat tidigare felkällor. I figur 4.10 syns den linjära regressionen av data för koliforma bakterier och den visar en oföränderlig trend. Det finns dock viss misstänksamhet till denna förenkling av trenden, då skiftet som sker inte kan beskrivas genom linjära regressioner över hela tidsspannet.

5.2.5 Relevansen av analyserna över patogener i vattnet

Det är viktigt att poängtera att 50-75% av given data för *E. coli* på de olika djupen i Stora Delsjön var odefinierad. Detta innebär att de korrelationer och trender som har utförts av datan saknar tillförlitlighet. Den har dock inkluderats ändå, eftersom det ändå finns uppmätta koncentrationer av *E. coli* i Delsjön. I teorin nämns att provtagning av indikatorbakterier är intressant oavsett koncentration, då bara närvaron av dessa indikerar dålig vattenkvalitet (Åström m. fl., 2007). Det finns alltså ändå ett intresse att identifiera trender för *E. coli*, trots att flera värden befinner sig under gränsvärdet. Detta gäller enbart för *E. coli*, de koliforma bakteriernas data anses tillförlitlig.

5.3 Hälsoeffekter

Utifrån den data som analyserats från Kov framgår det i figur 4.8 att fosforkoncentrationen har ökat över tid, medan kvävekoncentrationen minskat, se figur 4.7. Genom att observera figurerna 4.9 och 4.10 kan man konstatera att halterna av *E.coli* och koliforma bakterier har förblivit relativt oförändrade under åren. Detta indikerar en förbättring av vattenkvaliteten i vissa avseenden, medan en försämring i andra.

Eftersom flera av de studier som använts inte specificerar exakta gränsvärden för när en parameter blir hälsofarlig, är det svårt göra definitiva slutsatser om huruvida dessa parametrar möjligen kan utgöra en hälsorisk i Delsjöarna. Troligen är gränsvärden som är utsatta av Kov i enlighet med den forskning som finns. En av de studier som fokuserar på nitraters påverkan redovisar dock tydliga gränsvärden där specifika koncentrationer kan utgöra en hälsorisk. De gränsvärden som nämns i dessa källor är avsevärt högre än de nivåer som uppmätts i Lackarebäck. Enligt Schullehner m. fl. (2018) fanns det en statistiskt signifikant ökad risk för kolorektal cancer vid ett kontinuerligt intag av nitrat över 3,87 mg/l. Den totala kvävekoncentrationen i Lackarebäck uppmättes till cirka 0,46 mg/l år 2024, i vilken nitrathalten ingår och antagligen endast tar upp en del av den totala kvävehalten. Det kan därmed konstateras att nitrathalten i Lackarebäck ligger långt under de nivåer som anses hälsofarliga vid långvarig exponering.

Utifrån trenderna i graferna samt från den första biplotten i PCA:n (se figur 4.6) kan det observeras att kväve och fosfor är negativt korrelerade med varandra. Det innebär att när kvävehalten minskar, ökar fosforkoncentrationen i Lackarebäck. Eftersom tillväxten av fytoplankton begränsas av tillgången på både kväve och fosfor är denna korrelation viktig. I datan framgår det att kvävehalten historiskt sett varit betydligt mycket högre än fosforhalten. År 2001 var förhållandet cirka 1:120, vilket fram till 2024 minskat med cirka 40% till ett förhållande om 1:71. Enligt en studie av Tyrrell (2019), som behandlar Redfieldförhållandet, är det optimala näringsförhållandet för fytoplanktontillväxt cirka 16 atomer kväve per atom fosfor. Det nuvarande förhållandet på 1:71 indikerar att tillväxten av fytoplankton är fosforbegränsad. Dock tyder trenden på att fosforhalten fortsätter att öka, vilket kan leda till ökad fytoplanktontillväxt.

En ökad tillväxt av fytoplankton kan ha både positiva och negativa konsekvenser, beroende på omfattningen och hur kontrollerat det sker. Vid höga halter av kväve och fosfor kan fytoplankton växa okontrollerat, vilket kan resultera i skadliga algblomningar. Dessa blomningar kan producera giftiga föreningar som har negativa effekter på människors hälsa (US Department of Commerce & Administration, 2024). Om tillväxten däremot

sker i måttlig omfattning har fytoplankton flera positiva effekter, såsom att effektivt absorbera koldioxid, vilket är fördelaktigt i kampen mot klimatförändringar. De producerar även mellan 50–80% av världens syre och utgör en viktig näringskälla för andra organismer (Brown, 2022).

Kov:s riktlinjer för god råvattenkvalitet fastställer att halten *E. coli* inte får överskrida 100 bakterier/100 ml och att halten koliforma bakterier ska vara lägre än 500 bakterier/100 ml. Det bör understrykas att dessa riktlinjer är baserade på beprövad erfarenhet och rimlighetsbedömningar snarare än på kvantitativ riskanalys (Svenskt Vatten, 2024). Vid analys av halten *E. coli* i Lackarebäck, se figur 4.9, framgår det att den högsta uppmätta nivån var cirka 3,7 för det logaritmerade värdet, vilket motsvarar 41 bakterier/100 ml. Detta ligger under gränsvärdet, vilket innebär att koncentrationerna *E. coli* aldrig har överskridit gränsvärdet över tidintervallet och att halterna därmed inte utgör någon hälsorisk. Figur 4.10 visar att halten koliforma bakterier var som högst år 2014, med ett logaritmerat värde på cirka 10, vilket motsvarar 25 000 bakterier/100 ml. Denna koncentration är långt över gränsvärdet, och grafen tyder även på att gränsvärdet vid flertalet tillfällen överskrids. Dock beräknas medelvärdet av alla mätvärden till 307 bakterier/100 ml, vilket ligger under gränsvärdet. Det beräknas också att 87% av de uppmätta koncentrationerna av koliforma bakterier ligger under gränsvärdet, vilket är en hög andel. I figur 4.17 kan det konstateras att koncentrationerna under vår och vinter aldrig överskrider gränsvärdet, utan att det endast sker under sommar och höst. Det är alltså främst under dessa perioder som det kan behövas extra uppsikt över bakteriehalten.

5.4 WQI

Som visat i figur 4.20 verkar det finnas en svagt uppåtgående trend i vattenkvaliteten i Lackarebäck. Däremot är det viktigt att betona att detta är en sammanfogning av flera olika parametrar för att ge en kvantitativ överblick över vattenkvaliteten, vilket gör att en förändring i viktningar eller parametrar kan ge en helt annan bild av vattenkvaliteten. Det parameterurval och de viktningar som gjorts i projektet anses ge en representativ bild av vattenkvaliteten.

5.5 Förbättringsområden

I samband med analys av det tillhandahållna datasetet observerades brister som kan komma att påverka rapportens resultat. Det finns vissa aspekter och observationer i

arbetet som uppkommit under tidens gång, men som inte kunnat utforskas vidare på grund av bristfällig information eller tidsbrist.

5.5.1 Brister med rapporten

Ett flertal parametrar som analyserats i datasetet har någon gång antingen bytt analytisk metod eller mätinstrument. Det finns därför en risk för trendbrott och missvisande data, något som direkt påverkar plottade grafer och indirekt påverkar PCA. Exempelvis har TOC analyserats med två olika metoder och gett olika resultat under åren 2017-2024 (se figur 4.11 och 4.12). Detta syns tydligt eftersom figur 4.11 innehåller flera avvikande värden som inte finns med i figur 4.12. Vidare uppkommer samma problematik kring data för färgtal, samt att det inte definieras exakt hur och när analysmetoden för färgtal byttes. Huruvida detta påverkar resultatet går ej att fastställa, men det går heller inte att utesluta som felkälla.

En annan fråga som uppkom i samband med diskussionen är hur stor påverkan turbiditet har på resultaten. Vid analys av TOC finns det risk att analysen påverkas av partiklar eftersom provet ej filtrerats (därav TOC och inte DOC). PCA:n hade med fördel innehållit även DOC för att bättre undersöka dess korrelationer med andra ämnen i Lackarebäck.

5.5.2 Vidare undersökning

I figur 4.3 syns en tydlig komponentscores mellan 2020 och 2022 troligen har sitt ursprung ur covidpandemin. Det är möjligt att en minskning av industriella utsläpp och avfall på grund av den minskade samhällsaktiviteten ligger till grund för denna observation. Detta har inte undersökts vidare på grund av tidsbrist, men hade kunnat ge intressant insikt i hur reduktionen av samhällsaktivitet och utsläpp relaterar till råvattenkvaliteten.

Ett annat område som har analyserats men hade kunnat vidareutvecklas är WQI. Det saknades vissa parametrar som traditionellt ingår i WQI, vilket hade kunnat öka tillförlitligheten av den. Det hade också varit intressant att jämföra WQI:n mellan Lackarebäck och Delsjöarna, samt mellan sinsemellan Delsjöarna, för att få en inblick i hur råvattenkvaliteten i vattendragen förhåller sig till varandra.

6

Slutsats

Denna rapport har syftat till att analysera insamlad råvattendata för att ta fram trender, korrelationer och relationer. Efter utförd PCA samt analys av grafer och trender gick det att konstatera att råvattnet i intaget till Lackarebäcks reningsverk håller en hög standard. Parametrarna som har analyserats tyder inte på kritiska halter hälsofarliga ämnen som fosfor och kväve i Delsjövattnet. Det kan inte heller observeras några förhöjda halter *E. coli* i vattnet. Resultaten visar dock att 13% av de uppmätta koncentrationerna av koliforma bakterier i Lackarebäck befinner sig över gränsvärdet. Dessa förhöjda halter uppmäts endast under sommar och höst, och är så pass få till antalet att vattenkvaliteten kan anses vara god.

En annan problematisk observation angående vattnets kvalitet är missfärgning. Missfärgningen av vattnet uppstår till följd av metaller, organiskt kol, och minskande pH-värden, som alla tillsammans bidrar till mindre genomträngning och brunare vatten. Resultatet visar även att färgtalet ökar under vintern och minskar under sommaren, vilket till stor del beror på förändringar i klimat och nederbörd i samband med säsongsvariationer. Mer eller mindre missfärgning har direkt påverkan på WQI och Lackarebäcks reningsprocesser, där ökad missfärgning tyder på sämre kvalitet och ett större reningsbehov.

Sammanfattningsvis är råvattenkvaliteten i Stora Delsjön och Lackarebäck i dagsläget god. Vidare studier kring påverkan av TOC på pH, organiska ämnen och hälsa, samt förberedande system för förändrande vattenkvalitetsförhållanden är dock nödvändiga för att besvara vidare frågeställningar.

Litteratur

Ballabio, D. (2015). A MATLAB toolbox for Principal Component Analysis and unsupervised exploration of data structure. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, *149*, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2015.10.003

Blaustein, R. A., Pachepsky, Y., Hill, R. L., Shelton, D. R., & Whelan, G. (2013). Escherichia coli survival in waters: Temperature dependence. *Water Research*, *47*(2), 569–578. https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.027

Brown, E. (2022 oktober). Phytoplankton: How Too Much of a Good Thing Causes Problems. https://www.pbs.org/wnet/peril-and-promise/2023/02/phytoplankton-how-too-much-of-a-good-thing-causes-problems/

Cioroi, M. (2012). Studies on nitrate levels in drinking water of the galati county private wells. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, *13*(3), 1253–1260.

Davide Ballabio. (2015). PCA toolbox for MATLAB.

Gibbs, M. M., & Howard-Williams, C. (2019 januari). Physical Processes for In-Lake Restoration: Destratification and Mixing. I *Lake Restoration Handbook: A New Zealand Perspective* (s. 165–205). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-93043-5{_}6

Gonsior, M., Schmitt-Kopplin, P., & Bastviken, D. (2013). Depth-dependent molecular composition and photo-reactivity of dissolved organic matter in a boreal lake under winter and summer conditions. *Biogeosciences*, *10*(11), 6945–6956. https://doi.org/10.5194/bg-10-6945-2013

Göteborgs stad. (2024 december). Varifrån kommer ditt dricksvatten? https://goteborg.se / wps / portal / start / bygga - bo - och - leva - hallbart / vatten - och - avlopp / dricksvatten/varifran-kommer-ditt-dricksvatten

Jin, Q., & Kirk, M. F. (2018). pH as a primary control in environmental microbiology: 1. thermodynamic perspective. *Frontiers in Environmental Science*, *6*(MAY). https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00021

Köhler, S. J., Kothawala, D., Futter, M. N., Liungman, O., & Tranvik, L. (2013). In-Lake Processes Offset Increased Terrestrial Inputs of Dissolved Organic Carbon and Color to Lakes. *PLoS ONE*, *8*(8). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070598

Lincoln, P., Tjallingii, R., Kosonen, E., Ojala, A., Abrook, A. M., & Martin-Puertas, C. (2025). Disruption of boreal lake circulation in response to mid-Holocene warmth; evidence from the varved sediments of Lake Nautajärvi, southern Finland. *Science of the Total Environment*, *964*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178519

Livsmedelsverket. (2017). *Handbok dricksvattenrisker: Mikrobiologiska risker i ytråvatten*.

Livsmedelsverket. (2024a oktober). Algblomning - så kan dricksvattnet påverkas. https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/dricksvatten/egen-brunn2/krisberedskap-for-liten-dricksvattenanlaggning/algblomning

Livsmedelsverket. (2024b november). Problem med dricksvattnets kvalitet. https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/dricksvatten/egen-brunn2/problem-med-dricksvattenkvalitet

Ly, J. U. (2021). *Summary Progress Update 2021: SDG 6-water and sanitation for all* (tekn. rapport).

Martinez A. (2023 juni). Medfödda hjärtfel hos barn - 1177. https://www.1177.se/Vastra-Gotaland/sjukdomar--besvar/hjarta-och-blodkarl/hjartbesvar-och-hjartfel/medfodda-hjartfel-hos-barn/

McMullen, S. E., Casanova, J. A., Gross, L. K., & Schenck, F. J. (2005). Ion chromatographic determination of nitrate and nitrite in vegetable and fruit baby foods. *Journal of AOAC International*, *88*(6), 1793–1796. https://doi.org/10.1093/jaoac/88.6.1793

Meyer-Jacob, C., Michelutti, N., Paterson, A. M., Cumming, B. F., Keller, W., & Smol, J. P. (2019). The browning and re-browning of lakes: Divergent lake-water organic carbon trends linked to acid deposition and climate change. *Scientific Reports*, *9*(1). https://doi.org/10.1038/s41598-019-52912-0

Nydahl, A. C., Wallin, M. B., Tranvik, L. J., Hiller, C., Attermeyer, K., Garrison, J. A., Chaguaceda, F., Scharnweber, K., & Weyhenmeyer, G. A. (2019). Colored organic matter increases CO2 in meso-eutrophic lake water through altered light climate and acidity. *Limnology and Oceanography*, *64*(2), 744–756. https://doi.org/10.1002/lno.11072

Paruch, A. M., & Mæhlum, T. (2012). Specific features of Escherichia coli that distinguish it from coliform and thermotolerant coliform bacteria and define it as the

most accurate indicator of faecal contamination in the environment. *Ecological Indicators*, *23*, 140–142. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.026

Petrucci, J., Jalbert, J., Dorner, S., McQuaid, N., & Bichai, F. (2025). Strategic prioritization of sewersheds to mitigate combined sewer overflows under climate change. *Environmental Challenges*, *18*. https://doi.org/10.1016/j.envc.2025.101088

Reed, M. L., DiTullio, G. R., Kacenas, S. E., & Greenfield, D. I. (2015). Effects of nitrogen and dissolved organic carbon on microplankton abundances in four coastal South Carolina (USA) systems. *Aquatic Microbial Ecology*, *76*(1), 1–14. https://doi.org/10.3354/ame01764

Reitter, C., Petzoldt, H., Korth, A., Schwab, F., Stange, C., Hambsch, B., Tiehm, A., Lagkouvardos, I., Gescher, J., & Hügler, M. (2021). Seasonal dynamics in the number and composition of coliform bacteria in drinking water reservoirs. *Science of The Total Environment*, *787*, 147539. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.147539

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*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171959

Schullehner, J., Hansen, B., Thygesen, M., Pedersen, C. B., & Sigsgaard, T. (2018). Nitrate in drinking water and colorectal cancer risk: A nationwide population-based cohort study. *International Journal of Cancer*, *143*(1), 73–79. https://doi.org/10.1002/IJC.31306

Singh, K. P., Malik, A., & Sinha, S. (2005). Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques - A case study. *Analytica Chimica Acta*, *538*(1-2), 355–374. https://doi.org/10.1016/j.aca.2005.02.006

Škerlep, M., Steiner, E., Axelsson, A. L., & Kritzberg, E. S. (2020). Afforestation driving long-term surface water browning. *Global Change Biology*, *26*(3), 1390–1399. https://doi.org/10.1111/gcb.14891

SMHI. (2025 mars). Hur var vädret? - Göteborg. https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/hur-var-vadret/G%C3%B6teborg/precipitation

Svenskt Vatten. (2024 december). *Riktlinjer för råvattenkontroll*.

Svenskt vatten. (2008). *Råvattenkontroll-Krav på råvattenkvalitet* (tekn. rapport).

Tornevi, A., Bergstedt, O., & Forsberg, B. (2014). Precipitation effects on microbial pollution in a river: Lag structures and seasonal effect modification. *PLoS ONE*, *9*(5). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098546

Tyrrell, T. (2019). Redfield Ratio. *Encyclopedia of Ocean Sciences, Third Edition: Volume 1-5*, *1-5*, 1–461. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11281-3

US Department of Commerce, N. O., & Administration, A. (2024 juni). What are phytoplankton? https://oceanservice.noaa.gov/facts/phyto.html

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), 225–239. https://doi.org/10.1007/s10584-015-1514-z

Weyhenmeyer, G. A., Prairie, Y. T., & Tranvik, L. J. (2014). Browning of boreal freshwaters coupled to carbon-iron interactions along the aquatic continuum. *PLoS ONE*, *9*(2). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088104

Vidal, R., Ma, Y., & Sastry, S. S. (2016 augusti). *Generalized Principal Component Analysis* (S.S Antman, L. Greengard & P. Holmes, Red.; Vol. 40). Springer. http://www.springer.com/series/1390

Yang, X., & Wang, H. (2014). ESCHERICHIA COLI | Pathogenic E. coli (Introduction). *Encyclopedia of Food Microbiology: Second Edition*, 695–701. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384730-0.00383-9

Åström, J., Pettersson, T. J. R., & Stenström, T. A. (2007). Identification and management of microbial contaminations in a surface drinking water source. *Journal of Water and Health*, *5*(S1), 67–79. https://doi.org/10.2166/wh.2007.137