



Universitetet
i Stavanger

DET TEKNISK-NATURVITENSKAPLIGE FAKULTET

BACHELOROPPGAVE

Studieprogram/spesialisering: Biologisk kjemi	Vårsemesteret, 2024 Åpen/ Konfidensiell
Forfatter: Halvor Fetveit Sundal	
Fagansvarlig: Espen Enge (UiS)	
Veileder(e): Espen Enge (UiS)	
Tittel på bacheloroppgaven: Jernkjemi i Golfbanebekken – gytemuligheter for ørret? Engelsk tittel: Iron Chemistry in Golfbanebekken – Spawning Possibilities for Trout?	
Studiepoeng: 20	
Emneord: Jernkjemi Pyrittoksidasjon Vannkjemi Fiskefysiologi Landbrukspåvirkning	Sidetall: 39 + vedlegg/annet: 8 Stavanger, 15.05.24

Forside for bacheloroppgaven
Det teknisk-naturvitenskaplige fakultet

Jernkjemi i Golfbanebekken – gytemuligheter for ørret?

Sammendrag

Oppløste metaller som jern er giftig for fisk, og ved for høye konsentrasjoner vil jern kunne forårsake fiskedød. Golfbanebekken ved Store Stokkavann, som er delvis rørlagt, kan bli en potensiell gytebekk for ørret. I dette prosjektet har vannkvaliteten i ulike deler av Golfbanebekken blitt undersøkt, med spesielt fokus på jern.

Undersøkelsene viste at Golfbanebekken er i stor grad påvirket av landbruksforurensing. Avrenningen fra landbruket gir et betydelig bidrag til ionesammensetningen i Golfbanebekken. Det tilføres basekationer fra landbruket, men det er uvisst om korresponderende anion(er) bufrer. Til tross for at det ble tilført ukjente ioner stemte alkalitets- og forsuringsberegningene godt, noe som indikerte at basekationene hadde betydelige geologiske kilder.

Tilførselen av næringssalter utsetter Golfbanebekken for eutrofiering, noe som vil kunne føre til økt plante- og algevekst i bekken. Kilden til de store nitrat utslippene bør undersøkes nærmere da det tilsvarer ca. 30 tonn med gjødsel som slippes ut i Golfbanebekken hvert år. Det gjødsles trolig med blant annet NH_4NO_3 som kan ha oksidert til NO_3^- og gitt forsuring.

Hovedbergarten i Stavanger er fyllitt som vil kunne inneholde noe pyritt (FeS_2). Dersom pyritt eksponeres for oksygen, vil den kunne oksidere til $\text{Fe}(\text{OH})_3$ og H_2SO_4 . Eksponeringen skjer ofte i forbindelse med graving, drenering eller annet arbeid i nedslagsfeltet. For å begrense eksponeringen av pyritt for oksygen bør det graves så lite som mulig dersom det lages et nytt løp til Golfbanebekken.

Mengden oppløst jern som er akseptabelt for fisk ved pH 6.0 antas å være <0.5 mg/L. Estimeringene av vannkvalitet viste at 87% av tilførselen av jern til Golfbanebekken kom fra delfelt 5 og 7, som er de to store flatene på golfbanen. Det ble derfor konkludert med at Golfbanebekken ikke bør få vann fra disse to feltene. Kulebergbekken kan overføres til Golfbanebekken for å delvis kompensere for tapt vannføring slik at det kan lages et større samlet løp ($\bar{Q}=8.1$ L/s). Estimeringen av vannkjemien til et samlet løp som inkluderte vann fra delfelt 1, 2, 3, 4 og 6 viste akseptable gjennomsnittlige konsentrasjoner for jern (0.26 mg/L Fe^{2+}). Til tross for at Golf-6 er en del av delfelt 7 gir den et ubetydelig bidrag til jernkonsentrasjonen og kan dermed også inkluderes i det nye løpet. Golfbanebekken kan derfor bli en potensiell gytebekk, dersom bidragene fra delfelt 5 og 7 ekskluderes fra bekken.

Forord

Stor takk går først og fremst til Espen Enge for stor innsats og masse god veiledning med arbeid på lab, prøvehenting og bearbeiding av data. Det var lange dager på lab og mange analyser som ble gjort. Prøvene ble hentet i 8 runder fra april til desember 2023 hvor det ble gjort full analyseserie på prøvene, det tilsvarer litt over 1400 enkeltanalyser! Alle analysene ble gjort på Espen sin hjemmelab ute på Rennesøy som er ca. 30 min å kjøre eller 1 time med buss fra golfbanen. Fordi det var mange parametere å måle tok det ofte hele helgen å fullføre alle analysene. Labarbeidet foregikk som oftest mellom kl. 07-22, med noen pauser innimellom for å spise ferdigpizza og drikke te. Med andre ord, lange men kjekke dager!

Oppgaven har vært meget lærerik og har økt interessen min for miljøkjemi. Jeg har alltid hatt en interesse for kjemi, fisk og geologi. Oppgaven var derfor midt i blinken for meg, og jeg er meget fornøyd over at jeg har hatt muligheten til å skrive en bacheloroppgave direkte relatert til mine interesser.

Prøvehentingen i seg selv ble noe helt annet enn det vi begge hadde sett for oss når prosjektet først startet. Golfere, av en eller annen merkelig grunn, likte ikke at vi skulle hente vannprøver mens de golfet. Vi bestemte oss derfor for å starte prøvehentingen FØR golferne var kommet på banen. Fordi golfere tydeligvis begynner å slå rundt kl. 6 om morgenen måtte vi stå opp enda tidligere. Vekkerklokken gikk derfor kl. 03:00 slik at vi hadde god nok tid til å samle inn prøvene før golferne dukket opp.

På labben ble det brukt mange ulike metoder, og deriblant en rekke forskjellige elektroder. Jeg hadde nesten ikke brukt en elektrode før på dette tidspunktet og var derfor ikke godt kjent med bruk og vedlikehold av elektrodene. Espen viste da hvordan han «pusset nesene» på kloridelektroden med fluorfri tannkrem og at den så fikk en runde C-vitamin. Elektroden skal i hvert fall ikke lide av beinskjørhet! Jeg har i tillegg fått oppleve det Espen så fint kaller «elektrode psykologi». Elektrodene er ikke alltid like lett å ha med å gjøre og man må derfor godsnakke litt med dem en gang i blant for å passe på at de oppfører seg pent.

Stor takk går til alle andre som har hjulpet med oppgaven enten direkte eller indirekte! Jeg vil takke spesielt mine foreldre og Lene Bjørøy Norevik for «utallige» korrekturlesninger i tillegg til motivasjon og støtte langs veien. De har alle brukt mange timer på å hjelpe og høre på meg snakke om oppgaven og det jeg har funnet. Anne Aarvik takkes også for hjelp med gjennomlesning og artige kommentarer på oppgaven. Stor takk til dere alle sammen for innsatsen deres.

Jeg vil gjerne også takke Mathias Torgersen for å ha vært en kjekk medstudent i løpet av hele studietiden. Han har flere ganger stilt opp når det trengtes, og kjørte til og med ens ærend ut til Østhusvik for å hente meg når bussene slet på grunn av is på bakken.

Alle bildene har jeg tatt selv og alle figurene har jeg laget selv i Excel eller ChemDraw.

Innholdsfortegnelse

1 Introduksjon	1
2 Områdebeskrivelse.....	3
3 Teori	6
3.1 Generell vannkjemi	6
3.1.1 Marine bidrag	6
3.1.2 Ionebytting	7
3.1.3 Sur nedbør	7
3.1.3 Ionestyrke og termodynamikk.....	7
3.2 Alkalitet og forsuring	8
3.2.1 Nitrogensyklusen.....	10
3.2.2 Svoveloksidasjon	11
3.3 Jernkjemi	11
3.4 Jerntoksikologi og fiskefysiologi	13
4 Metoder	15
4.1 Prøvetaking.....	15
4.2 Lagring og forberedelse.....	15
4.2.1 Stabilitet	15
4.2.2 Konservering.....	15
4.2.3 Fortynning	15
4.2.4 Filtrering	16
4.2.5 Ionebytting	16
4.3 Analyser	16
4.3.1 pH – H ⁺	16
4.3.2 Konduktivitet	16
4.3.3 Alkalitet.....	16
4.3.4 Nitrat – NO ₃ -N.....	16
4.3.5 Fosfat – PO ₄ -P	17
4.3.6 Total fosfor – TOT-P	17
4.3.7 Aluminium – Al	17
4.3.8 Farge – Filtrert og ufiltrert.....	17
4.3.9 Jern – Fe, filtrert og ufiltrert.....	17
4.3.10 Kjemisk oksygenforbruk – KOF	17
4.3.11 Sulfat – SO ₄	17
4.3.12 Magnesium – Mg.....	17

4.3.13 Ammonium – NH ₄	17
4.3.14 Kalsium, Natrium, Kalium, Klorid – Ca, Na, K, Cl	18
4.3.15 Vannføring	18
4.4 Statistikk	18
5 Resultater.....	19
5.1 – Ikke representative målinger	19
5.2 – Kvalitetssikring.....	19
5.2.1 – Nøyaktighet og presisjon	19
5.2.2 – Ladningsbalanse og konduktivitet	21
5.3 – Vannkjemi	21
5.3.1- Marine bidrag.....	22
5.3.2 – Alkalitet og forsuring.....	22
5.3.3 – Jern og KOF	24
5.3.4 – Næringsalter	25
5.4 – Estimering av vannkvalitet	26
5.5 – Diverse felt- og lab-observasjoner	28
6 Diskusjon.....	29
6.1 – Metoder og bearbeiding av data	29
6.2 – Vannkjemi	30
6.3 – Forslag til nytt løp.....	33
7 Konklusjon	35
8 Referanseliste	36
Vedlegg 1	40
Vedlegg 2	42
Vedlegg 3	43
Vedlegg 4	44

1 Introduksjon

Store Stokkavannet har tidligere hatt en bestand med storvokst ørret, men fremover mot 1970-tallet forsvant store deler av populasjonen som følge av reduksjon av antall gytebekker. I dag er det bare to gytebekker igjen (Tab. 1.1). I 1972 konkluderte Berg (1973) at for å kunne ha attraktivt fiske må det bli satt ut ørret. I dag anses den opprinnelige ørretbestanden som tapt. Røyen i store Stokkavann er derimot livskraftig og selvrekutterende (Enge, 2023).

Golfbanebekken, som i dag er delvis rørlagt, planlegges å bli en ny gytebekk for ørret. Fjernes rørene vil det kunne ha positive effekter på landskapet og potensielt gi gytemuligheter for ørreten. En åpen bekk vil også ha større selvrensende kapasitet enn om den er rørlagt. Bekken er i dag kraftig forurenset med jern og avrenning fra landbruk (Enge, 2023; Staveland og Gjerstad, 1984). Dersom rørene fjernes og det lages et nytt løp uten å ekskludere feltene med størst tilførsel av jern, vil bekkene kunne fremstå som rustfritt (Fig. 1.1) slik som flere av de små bekkene rundt Store Stokkavann. Dette vil begrense muligheten for at ørreten kan bruke den som gytebekk.



Figur 1.1: Tydelig skum og utfelt jern ved et av innløpene til Golfbanebekken 18.02.24.

Tabell 1.1: Oversikt over gytebekker rundt Stokkavannet før og nå (Enge, 2023).

Bekk	Opprinnelig gytebekk	Påvirkning	Gytebekk i dag
Sandalsbekken	Ja	Borte	Nei
Bekk fra Stokkabrutene	Trolig (men liten)	Borte	Nei
Møllebekken	Ja	Redusert vannføring og endret løp	Ja, men redusert
Mississippibekken	Ja	Rørlagt, forkortet og jern	Ja, men redusert
Leikvollbekken	Trolig	Jern	Nei
Krossbergbekken	Trolig	Jern	Nei
Golfbanebekken	Trolig	Jern og rørlagt	Nei



Jernet kommer fra berggrunnen, ofte fra forvitring av svovelholdige mineraler som pyritt. Eksponeres pyritt for oksygen vil den oksideres til Fe^{3+} og H_2SO_4 , som gir forurening og utfellinger av $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Bergholm, 1996) (Fig. 1.2 og 1.3). Ved utfelling vil jernet kunne legge seg på gjellene til fisken og kvele den (Dalzell og Macfarlane, 1999). Jernforurensing vil derfor føre til reduserte gytemuligheter for fisk. Jernkjemien er styrt av pH og RedOx-potensialet til omgivelsene. Det var derfor nødvendig å undersøke den totale vannkemien for å kunne forklare jernkjemien i Golfbanebekken og hvordan dette kan påvirke ørreten.

Figur 1.2: Utfelt jern og lav vannføring ved prøvestasjon 1 på golfbanen 18.02.24.

Vannprøver ble hentet fra de ulike løpene til Golfbanebekken for å undersøke om vannkvaliteten var tilstrekkelig for ørreten. Vann med god nok kvalitet vil kunne samles og bli et nytt løp, mens resten kan forbli lagt i rør som i dag. En slik "restaurering" vil kunne øke de potensielle gytemulighetene betydelig.



Figur 1.3: Rødbrunt vann nedstrøms prøvestasjon 1 og 2 18.02.24.

2 Områdebeskrivelse



Figur 2.1: Prøvetakingsområder. 1, 2 og 3 er henholdsvis Golfbane- og Kulebergbekken, Mississippibekken og Møllebekken, de to siste som referanser. (Kilde: norgeskart.no)

Store Stokkavann ligger på Stavanger-halvøya ca. 3 km vest for Stavanger sentrum med Hålandsvannet og Lille Stokkavann på hver sin side. Områdene rundt Store Stokkavannet består av bolig- og landbruksområder med noen mindre skogsområder (Holtan, 1985). Golfbanen ligger på sørvest siden av Store Stokkavann (Fig. 2.1). Før det ble gjort om til golfbane og bekken ble tørlagt, var dette området en myr (Fig. 2.2).

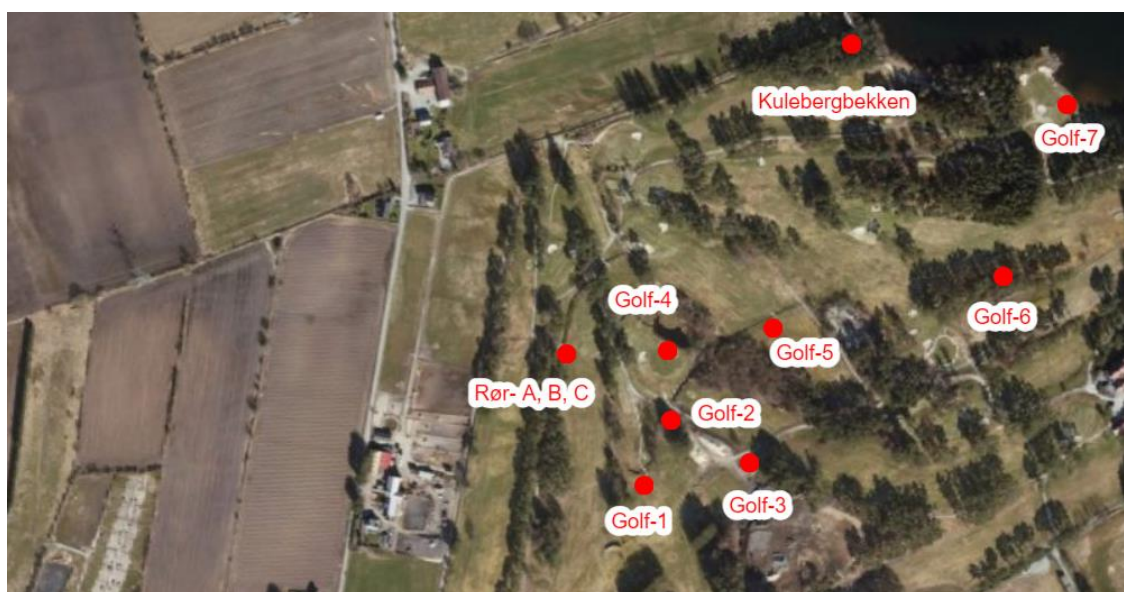
Berggrunnen i Stavangerområdet består for det meste av fyllitt ("Bedrock," 2021). Fyllitt er en metamorfbergart som består av mange ulike mineraler og kan inneholde blant annet FeS_2 , MnO_2 i tillegg til noen typer kalsium- og magnesiummineraler. (Garzón *et al.*, 2016; Stensland, 2023).

I løpet av perioden 1977-1983 hadde Byveterinæren et overvåkningsprogram av Store Stokkavann (Staveland og Gjerstad, 1984). Undersøkelsen ble gjort i forbindelse med Store Stokkavann sin rolle som reservedrikkevannskilde. I rapporten ble det også kommentert på betydelige mengder landbrukspåvirkning, avrenning fra boligfelt og jern- og manganholdig berggrunn.



Figur 2.2: Banearkitekt Fred Smith bak hull 2 i 1956. ("Klubben – Stavanger Golfklubb" 1956)

Golfbanebekken består av flere småløp som samles i ett hovedløp. Hovedløpet kommer fra rør-A, -B og -C via dammen ved Golf-4 hvor den samles med Golf-1, -2 og -3 inne i et lite skogholt som så renner ned i Golf-5 ute på golfbanen (Fig. 2.4a). Bekken er rørlagt mellom Golf-5 og -7 (Fig. 2.3). Golf-6 drenerer vann fra et lite skogområde mellom Golf-5 og -7 og er rørlagt videre ned til Golf-7 (Fig. 2.4b). Golfbanebekken har et nedbørsfelt på 0.448 km² (Holtan, 1985), noe som tilsvarer en gjennomsnittlig årsvannføring på ca. 15 L/s (Vedlegg 3). Rør-A, -B og -C og Golf-4, -5 og -7 blir videre kalt for hovedløpet, mens Golf-1, -2, -3 og -6 blir kalt for sideløpet.



Figur 2.3: Prøvestasjoner ved golfbanen inkludert Kulebergbekken. (Kilde: norgeskart.no)

Kulebergbekken har ikke stor nok vannføring til å kunne brukes som gytebekk, men kan derimot potensielt overføres til Golfbanebekken for å lage et større samlet løp. Vannkjemien i Kulebergbekken ble derfor undersøkt for å bestemme om vannkvaliteten var god nok til at bekken kunne overføres.

I tillegg til Golfbanebekken, ble også vannkjemien i Mississippi- og Møllebekken undersøkt. Dette ble gjort for å kunne sammenligne tilstanden i Golfbanebekken med de nåværende gytebekkene rundt Store Stokkavann. Mississippibekken ligger på nordsiden av Store Stokkavann i et område som ikke lenger har aktivt landbruk. Bekken mottar derimot avrenning fra bilveier og boligfelt. Møllebekken er utløpet til Lille Stokkavann og renner ned i Store Stokkavann. Bekken blir påvirket av boligfelt og er heller ikke, i likhet med Mississippibekken, lenger påvirket av avrenning fra landbruk.



Figur 2.4: Stasjon Golf-5 på golfbanen. $Q = 5.9 \text{ L/s}$, Filtrert Fe = 0.57 mg/L (A). Stasjon Golf-7 nede ved Store Stokkavann. $Q = 16 \text{ L/s}$ (B). Bildene ble tatt 05.04.24.

3 Teori

3.1 Generell vannkjemi

Ionesammensetningen i vann blir påvirket av ulike kjemiske, biologiske og fysiske prosesser (Brezonik og Arnold, 2011). Antropogen påvirkning vil også kunne endre ionesammensetningen (Snoeyink og Jenkins, 1980).

Naturlige vannsystemer består i stor grad av de samme fire kationene Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} og Na^+ og de tre samme anionene Cl^- , SO_4^{2-} og HCO_3^- (Brezonik og Arnold, 2011; Snoeyink og Jenkins, 1980).

Ca^{2+} og K^+ kommer i all hovedsak fra forvitring av berggrunnen, men vil også kunne bli tilført i små mengder fra sjøsalt. Mg^{2+} har bidrag fra forvitring og har dessuten et større marint bidrag enn Ca^{2+} og K^+ (Tab. 3.1). Na^+ kommer derimot nesten bare fra sjøsalt, men kan også ha geologiske kilder.

Basekationer (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ og Na^+) vil også kunne bli tilført ved avrenning fra landbruk og andre områder hvor det brukes kunstgjødsel (Larsen, 2015; Skowron *et al.*, 2018).

3.1.1 Marine bidrag

Cl^- , i motsetning til de andre hovedionene, kommer kun fra sjøsprut. Dette observeres ved at Cl^- konsentrasjonen minker med avstand fra kysten og høyde over havet (Wright og Henriksen, 1978). Sjøsaltaerosoler blir båret av vinden innover landet og vil derfor kunne gi sjøsalts bidrag på høyfjellet (Kelly *et al.*, 2012).

Cl^- kan også komme via avrenninger fra veier når de saltes om vinteren. I en undersøkelse gjort i Foruskanalen ble det målt "usannsynlig" høye verdier av klorid og natrium som ble forklart med veisalting (Bjørheim og Egge, 2019). Ved å anta at ionene som kommer med sjøsprut har samme forhold som i havet, kan konsentrasjonen til de ikke-marine bidragene bestemmes. Videre i oppgaven blir ikke-marine ioner eller summer markert med en asterisk (*). Den ikke-marine andelen til et gitt ion $[X]^*$ beregnes ved å bruke formelen:

$$\text{(Ligning 3.1)} \quad [X]^* = [X]_{\text{prøve}} - \sigma \times [\text{Cl}]_{\text{prøve}}$$

Tabell 3.1: Forhold mellom Cl^- til ioner i sjøvann (Snoeyink og Jenkins, 1980).

Ion	g/kg sjøvann	Forhold til Cl^- (σ)
Ca^{2+}	0.40	0.021
K^+	0.38	0.021
Mg^{2+}	1.35	0.067
Na^+	10.5	0.56
SO_4^{2-}	2.7	0.14

3.1.2 Ionebytting

Kation kan adsorbere til negative overflater blant annet på jordkolloider (Hindar *et al.*, 1995). I starten på forsurende perioder vil H^+ kunne ionebyttes med basekationer adsorbent til kolloidet og dermed forsinke forsureningen. I perioder med stormer nær kysten vil tilførselen av sjøsalt øke. Overskuddet av Na^+ mobiliserer adsorberte kation, og Na^+ adsorberes til kolloidet (Wiklander, 1975). I lite forsurede områder vil basekationer som Ca^{2+} og Mg^{2+} mobiliseres ved økt tilførsel av Na^+ . I forsurede områder vil derimot Na^+ ionebyttes med H^+ , Fe^{n+} og Al^{n+} , noe som vil gi lav pH i tillegg til høye konsentrasjoner av uorganisk Al^{n+} og Fe^{n+} (Hindar *et al.*, 1995; Wiklander, 1975). For høye konsentrasjoner av uorganisk Al^{n+} eller Fe^{n+} kan forårsake fiskedød (Dalzell og Macfarlane, 1999; Gensemer og Playle, 1999; Hindar *et al.*, 1994; Kroglund *et al.*, 2008). Som følge av at Na^+ bindes til jordkolloidene vil det gi et misforhold mellom Na^+ og Cl^- , noe som resulterer i "negative" Na^+ -konsentrasjoner (Hindar *et al.*, 1995).

3.1.3 Sur nedbør

Gassene SO_x og CO_2 er begge sure gasser og har relativt høy løselighet i vann sammenlignet med de andre store komponentene av atmosfæren (N_2 og O_2) (Snoeyink og Jenkins, 1980). I kontakt med vann vil begge omdannes til svake syrer, henholdsvis H_2SO_3 og H_2CO_3 . SO_x gasser og H_2SO_3 oksideres i løpet av få minutter til H_2SO_4 i kontakt med vann eller oksygen (Bohn *et al.*, 2015). Ved for høye utslipp til atmosfæren vil det partielle trykket av gassene øke og mer vil løses i vann (Snoeyink og Jenkins, 1980). Ved dannelse av H_2SO_4 i atmosfæren fører det til sur nedbør og gir økt forvitring av berggrunnen (Sverdrup, 1990). I tillegg til SO_x gasser vil også NO_x gasser gi forurening. NO_x oksiderer til HNO_3 i kontakt med vann eller oksygen. 30% til 50% av NO_x utslippene kommer som følge av trafikk og industrielle utslipp (Grant og Schneider, 2013).

I perioden fra 1880- til 1970-tallet var det store utslipp av SO_x gasser (Mylona, 1996). Utslippene kom fra forbrenning av kull og andre fossile brensel som inneholdt svovel. Fokus på redusert forbrenning av fossilt brensel har ført til avtakende utslipp i løpet av 2000-tallet (Aas *et al.*, 2022). Utslipp av NO_x viste også en negativ trend fra 1990-tallet, men reduksjonen i NO_x har ikke vært like markant som SO_x (Austnes *et al.*, 2022).

3.1.3 Ionestyrke og termodynamikk

I vann med lav konsentrasjon av ioner vil de ulike ionene eksistere og interagere "uavhengig" av hverandre, men ettersom konsentrasjonen øker vil også de elektrostatiske interaksjonene mellom ionene øke (Snoeyink og Jenkins, 1980). Da vil ikke lenger konsentrasjonen til et ion være tilnærmet lik aktiviteten. For å kunne beregne aktiviteter må først ionestyrken bestemmes. C og Z er henholdsvis konsentrasjonen og ladningen til et bestemt ion X. Begrepet ionestyrke (I) ble først definert av Lewis og Randall (1921):

$$(Ligning 3.2) \quad I = \frac{1}{2} \sum_X (C_X \cdot Z_X^2)$$

Når ionestyrken er bestemt kan Güntelberg-forenklingen fra Debye-Hückel-teorien brukes til å beregne aktivetskoeffisienten (γ) til et bestemt ion X. (Snoeyink og Jenkins, 1980):

$$\text{(Ligning 3.3)} \quad -\log \gamma_X = \frac{0.5 \cdot Z_X^2 \cdot \sqrt{I}}{1 + \sqrt{I}}$$

$$\text{(Ligning 3.4)} \quad \{X\} = \gamma_X \cdot [X]$$

Termodynamiske egenskaper til ulike stoffer brukt i kjemien er gitt ved standardbetingelser (25°C). $K_{25^\circ\text{C}}$ er løselighetsproduktet til et stoff ved 25°C, R er den universelle gasskonstanten og ΔH° er endringen i entalpi. Ved å anta at ΔH° ikke er en funksjon av temperatur over korte temperaturintervaller kan løselighetsprodukt og andre konstanter justeres for temperaturforskjeller (Snoeyink og Jenkins, 1980):

$$\text{(Ligning 3.5)} \quad \ln\left(\frac{K_{25^\circ\text{C}}}{K_{ny \text{ temp}}}\right) = \frac{\Delta H^\circ}{R} * \left(\frac{1}{T_{ny \text{ temp}}} - \frac{1}{298.15 \text{ K}}\right)$$

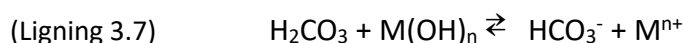
Dette brukes i oppgaven til å undersøke hvordan løseligheten av FeCO_3 , Fe(OH)_2 og Fe(OH)_3 endres med temperatur og ionestyrke.

3.2 Alkalitet og forsuring

Vannets evne til å nøytralisere syre kalles alkalitet. I naturlige vannsystemer består alkaliteten primært av HCO_3^- i likevekt med H_2CO_3 og CO_3^{2-} . Ulike basiske og sure bidrag fra nedbør og berggrunnen vil flytte likevekten mot CO_3^{2-} eller H_2CO_3 . For et karbonatsystem som dette vil alkalitet være definert som (Stumm and Morgan, 1981):

$$\text{(Ligning 3.6)} \quad [\text{ALK}] = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$$

Noe HCO_3^- kommer fra forvitring av karbonatholdig berggrunn, men det største HCO_3^- bidraget kommer fra basiske bergarter som reagerer med oppløst CO_2 (H_2CO_3) (Stumm og Morgan, 2013):



Fordi den opprinnelige konsentrasjonen til HCO_3^- vil være lik konsentrasjonen av basekationene (M^{n+}) som mobiliseres, kan den opprinnelige alkaliteten beregnes som $\sum \text{basekation}^*$ (Wright og Henriksen, 1978):

$$\text{(Ligning 3.8)} \quad [\text{ALK}]_0 = \sum [\text{basekation}]^*$$

Bare 0.16% av CO_2 oppløst i vann vil bli omdannet til H_2CO_3 (Snoeyink og Jenkins, 1980). Med analytiske metoder som titrering er det ikke mulig å skille mellom dem. $[\text{H}_2\text{CO}_3]$ blir derfor erstattet med $[\text{H}_2\text{CO}_3]'$ i beregningene:

$$\text{(Ligning 3.9)} \quad [\text{H}_2\text{CO}_3]' = [\text{CO}_2]_{(\text{aq})} + [\text{H}_2\text{CO}_3]$$

Korresponderende anioner fra svake syrer slik som organiske syrer, fosfater og ulike former av svovel, kan bidra positivt til vannets alkalitet (Snoeyink og Jenkins, 1980). Alkalitetsbidraget til anionene er derimot ofte ubetydelig, ettersom de er vanligvis til stede i lave konsentrasjoner. Ved pH over 10 vil CO_3^{2-} og OH^- bli en betydelig del av vannets alkalitet. Ved pH under 10 vil derimot vannets alkalitet være tilnærmet HCO_3^- -konsentrasjonen:

(Ligning 3.10) $[ALK] \approx [HCO_3^-]$

Fordi pH i all hovedsak er styrt av karbonatsystemet vil pH derfor være en funksjon av alkalitet og H_2CO_3' :

(Ligning 3.11) $pH = pKa_1 + \log \frac{[ALK]}{[H_2CO_3']}$

Sterke syrer som H_2SO_4 og HNO_3 vil føre til tap av alkalitet, dette defineres som forsuring. Alkalitetstap beregnes som estimert opprinnelig alkalitet minus målt alkalitet (Henriksen, 1979):

(Ligning 3.12) $[ALK\text{-tap}] = [ALK]_0 - [ALK]$

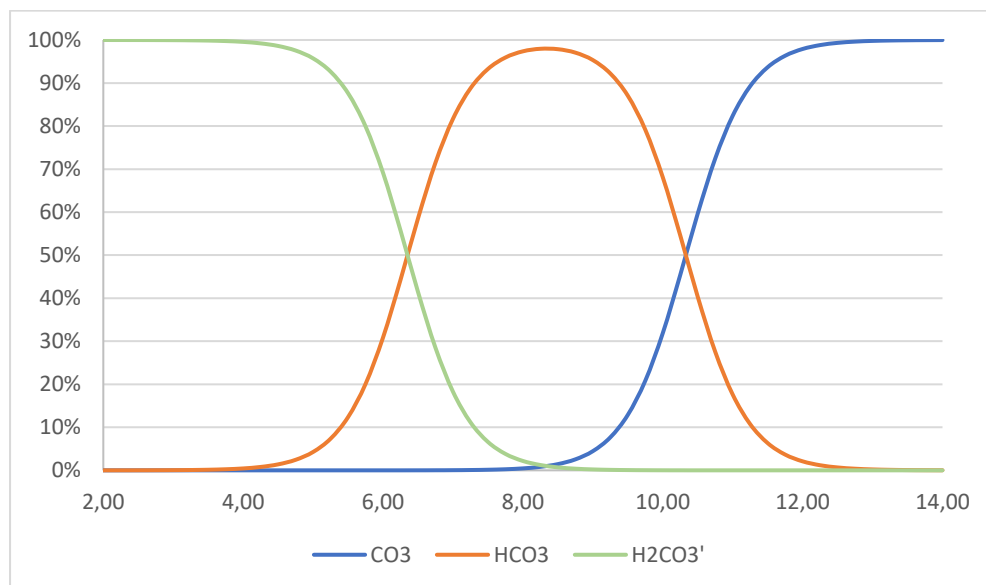
(Ligning 3.13) $[ALK] = [ALK]_0 - 2[SO_4^{2-}] - [NO_3^-]$

Konsentrasjonene til de ulike formene av karbonat vil variere med pH (Fig. 3.1). Variasjonen er beskrevet av alfaverdier. Disse verdiene representerer en andel av totalkonsentrasjon av karbonat. α_0 , α_1 og α_2 er henholdsvis alfaverdien for H_2CO_3' , HCO_3^- og CO_3^{2-} . (Stumm og Morgan, 1981):

(Ligning 3.14) $\alpha_0 = \frac{1}{1 + \frac{Ka_1}{[H^+]} + \frac{Ka_1Ka_2}{[H^+]^2}}$

(Ligning 3.15) $\alpha_1 = \frac{1}{1 + \frac{[H^+]}{Ka_1} + \frac{Ka_2}{[H^+]}}$

(Ligning 3.16) $\alpha_2 = \frac{1}{1 + \frac{[H^+]^2}{Ka_1Ka_2} + \frac{[H^+]}{Ka_1}}$



Figur 3.1: Molfraksjon av CO_3^{2-} , HCO_3^- , H_2CO_3' ved ulike pH-verdier. Alfaverdier er hentet fra Stumm og Morgan (1981).

For å beregne total konsentrasjon (C_{T,CO_3}) av karbonatforbindelser og oppløst $CO_2(aq)$ brukes formlene:

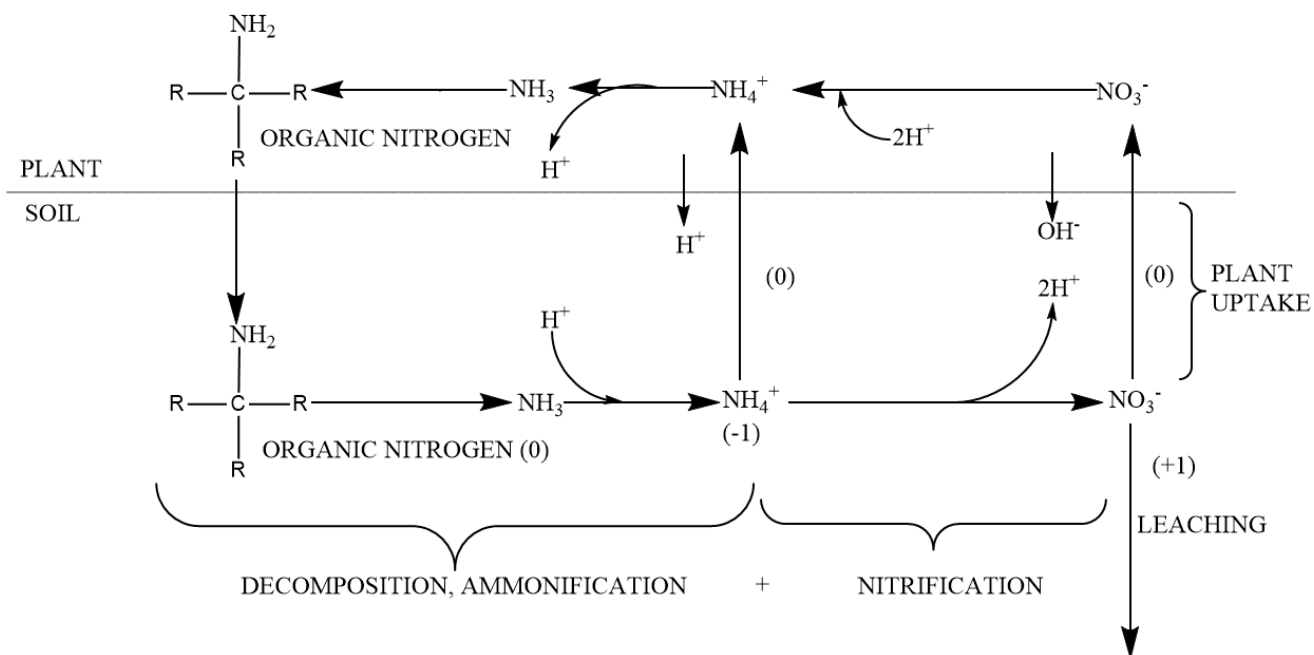
$$(Ligning\ 3.17) \quad C_{T,CO_3} = \frac{[ALK]}{\alpha_1}$$

$$(Ligning\ 3.18) \quad [CO_2]_{(aq)} = C_{T,CO_3} * \alpha_0$$

C_{T,CO_3} er nyttig for å kunne gjøre beregninger enklere på tungt løselige karbonatkomplekser. For denne oppgaven gjelder det spesielt jern (Fig. 3.4b).

3.2.1 Nitrogensyklusen

Bakterier oksiderer organisk nitrogen og NH_4^+ til H^+ og NO_3^- . Denne prosessen kalles nitrifikasjon og skjer naturlig i jorden (Van Miegroet og Cole, 1984). I tillegg til nitrifikasjon vil assimilering av NH_3 til organisk nitrogen også føre til forsuring (Reuss og Johnson, 1986). NO_3^- adsorberer ikke til negativt ladde jordkolloider og vil enten lekke ut av jorden eller bli tatt opp av planter. Dersom NO_3^- blir tatt opp av planter vil en ionebytting mellom NO_3^- og OH^- skje (Fig. 3.2). NO_3^- er ikke direkte farlig for fisk (Morales *et al.*, 2018; Stormer *et al.*, 1996), men vil kunne påvirke fisk indirekte via eutrofiering.

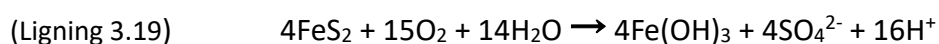


Figur 3.2: Nitrogensyklusen med opptak og utslipp av H^+ . Tallene viser om H^+ blir tatt opp (-1), nøytralisert (0) eller gir forsuring (+1). Gjengitt etter Reuss og Johnson (1986).

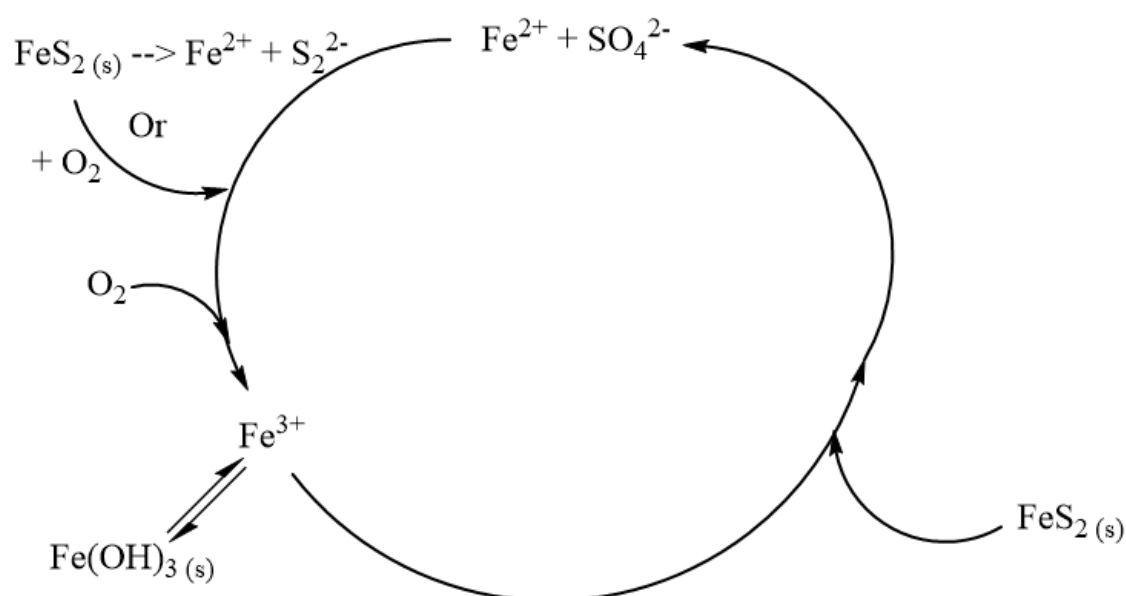
3.2.2 Svoveloksidasjon

Svovel eksisterer naturlig i jordsmonnet og er en viktig komponent for plantevekst (Reuss og Johnson, 1986). I tillegg bruker bakterier ulike former av svovel (H_2S , FeS_2) som energikilde, og svovel blir dermed raskt oksidert til H_2SO_4 (Sasaki *et al.*, 1998). Reaksjonen kan også gå i motsatt retning, hvor SO_4^{2-} blir redusert tilbake til S^{2-} av bakterier, eller blir tatt opp av planter som organisk svovel (Postgate, 1959; Reuss og Johnson, 1986).

En vanlig kilde til Fe^{n+} og H_2SO_4 er oksidasjonen av pyritt (FeS_2). Oksidasjonen blir katalysert mikrobielt blant annet av *Thiobacillus ferrooxidans* (Snoeyink og Jenkins, 1980). Jernkjemien er kompleks, og oksidasjonen av pyritt kan ha flere reaksjonsveier avhengig av pH og tilgjengelighet av oksygen (Sasaki *et al.*, 1998). Total reaksjonen for oksidasjonen kan oppsummeres som:

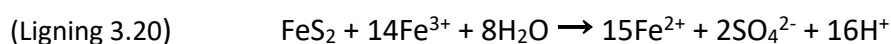


3.3 Jernkjemi



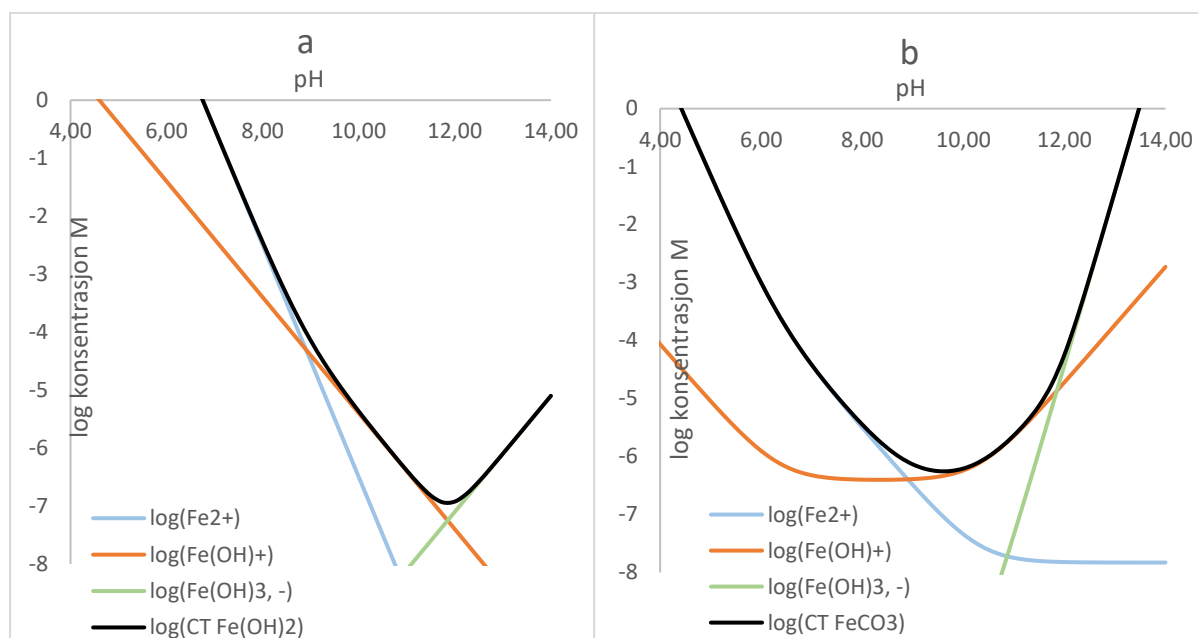
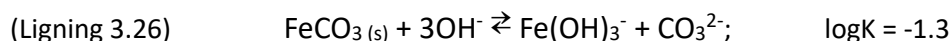
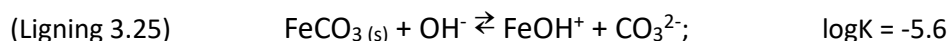
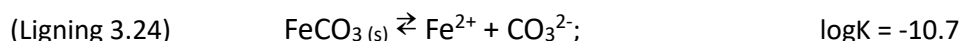
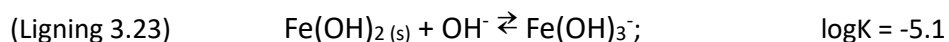
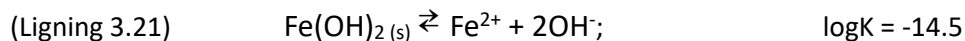
Figur 3.3: Reaksjonsmekanismen til pyrittoksidasjon. Gjengitt etter Snoeyink og Jenkins (1980).

En av grunnene til at pyrittoksidasjonen er vanskelig å stoppe er fordi Fe^{3+} vil kunne oksidere FeS_2 til Fe^{2+} og H_2SO_4 (Fig. 3.3). Konsekvensen av dette vil være at oksidasjonen vil kunne fortsette, selv når det ikke er O_2 tilgjengelig. Fe^{2+} vil oksidere til Fe^{3+} i kontakt med oksygen, men denne reaksjonen skjer ikke så raskt som forventet i surt miljø. Det tyder på at den begrensende faktoren for syklusen er oksidasjonen av Fe^{2+} til Fe^{3+} (Snoeyink og Jenkins, 1980; Stumm og Morgan, 2013). Reaksjonen kan oppsummeres som (Snoeyink og Jenkins, 1980):



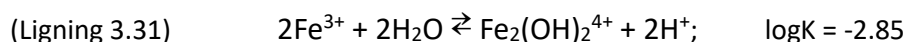
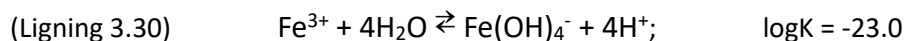
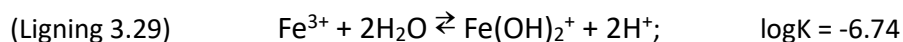
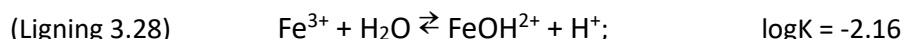
Produksjonen av H_2SO_4 fra pyrittoksidasjon vil øke forvitringen og mobilisere mer jern. Dette vil dreneres ut i omgivelsene og gi tap av alkalitet i tillegg til høye konsentrasjoner av oppløst metall. Dette fenomenet er kjent som "acid rock drainage (ARD)" (Nordstrom, 2009).

Ved å bruke de ulike likevektene Fe^{2+} inngår i kan et pC-pH diagram tegnes med en $\log(C_{T, \text{Fe}})$ -linje som viser maksimalt oppløst $\text{Fe}(\text{OH})_2$ eller FeCO_3 (Fig. 3.4a og b). Ved pH mellom 5 og 7 vil det dominerende utfelte jernet være FeCO_3 . Ved pH over 7 vil $\text{Fe}(\text{OH})_2$ begynne å felles ut i tillegg til FeCO_3 . Reaksjonene er gjengitt etter Snoeyink og Jenkins (1980):



Figur 3.4: Løselighet til $\text{Fe}(\text{OH})_2$ (a) og FeCO_3 (b). Området over den svarte linjen viser konsentrasjon og pH hvor det skjer en utfelling for Fe^{2+} som henholdsvis hydroksid- og karbonatkompleks. $C_{T, \text{CO}_3} = 10^{-3} \text{ M}$ ble brukt for å tegne grafen. Gjengitt etter Snoeyink og Jenkins (1980).

Fe^{3+} har betydelig lavere løselighet enn Fe^{2+} ved alle pH verdier. Fe^{3+} vil, i likhet med Fe^{2+} , kunne danne ulike hydroksykomplekser. Dersom pH øker vil noe Fe^{3+} kunne løses igjen som $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$. Likevektene er gjengitt etter Snoeyink og Jenkins (1980):



Feⁿ⁺ danner komplekser med en rekke ulike organiske og uorganiske stoffer i vann, for eksempel humus og hydroksid (Snoeyink og Jenkins, 1980). Jernet kan binde seg til COOH- og OH-grupper på humusen (Boguta *et al.*, 2019). Denne kompleksdannelsen gir et betydelig bidrag til det som måles som vannets fargetall. Fargetallet blir påvirket av pH og det vil bli målt høyere fargetall ved økende pH (Ghassemi og Christman, 1986).

3.4 Jerntoksikologi og fiskefysiologi

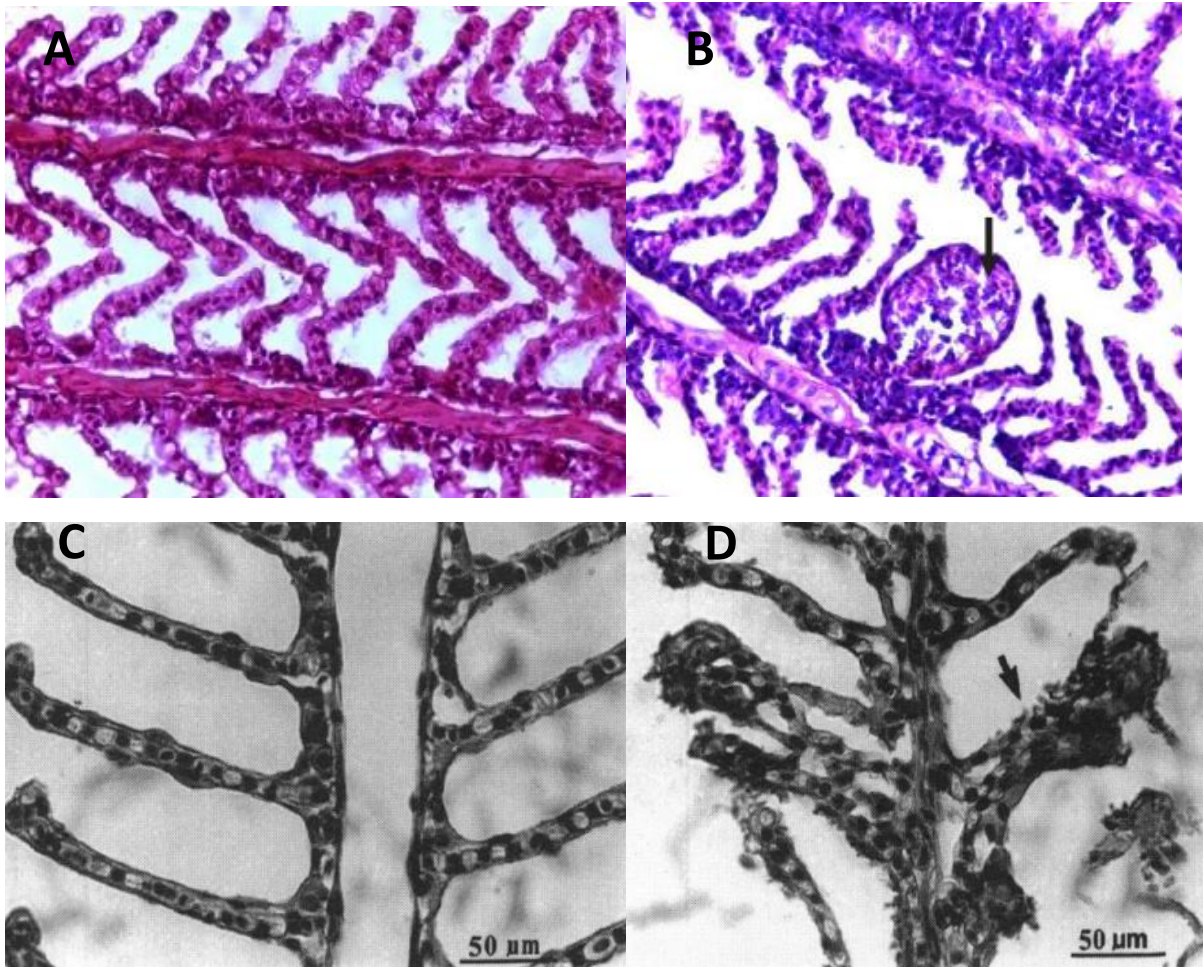
Fiskens gjeller har mange viktige oppgaver, fra oksygenopptak til opptak og utskilling av ioner og avfallsstoffer (for eksempel CO₂, NH₃) (Dalzell og Macfarlane, 1999). Gassutvekslingen skjer ved epitellaget på gjellene, dette er også hvor de toksiske påvirkningene til jern observeres (Farina *et al.*, 2013; Peuranen *et al.*, 1994; Singh *et al.*, 2019).

Det er uklart hvordan jern påvirker fisk. Noen studier finner få til ingen cellulære endringer og kun akkumulering av Fe(OH)₃ på gjellene (Dalzell og Macfarlane, 1999), mens andre finner cellulære endringer og vevsskader. Disse skadene er et resultat av de ulike RedOx-reaksjonene Fe²⁺ og Fe³⁺ inngår i (Peuranen *et al.*, 1994; Singh *et al.*, 2019). Det har også blitt observert at diffusjonen av andre viktige ioner blir redusert når gjellene eksponeres for jern (Dalzell og Macfarlane, 1999; Fish, 2009; Lappivaara *et al.*, 1999; Peuranen *et al.*, 1994). Blodsukkeret til fisken ble også redusert etter eksponering for jern (Peuranen *et al.*, 1994).

Fe²⁺ og Fe³⁺ er begge involvert i viktige biologiske reaksjoner (Levi og Rovida, 2008), men vil kunne påføre celler oksidativt stress ved overeksponering. Det kan skje via Fenton eller Haber-Weiss reaksjoner hvor det produseres reaktive hydroksidradikaler som kan skade cellestrukturer (Farina *et al.*, 2013). Fe²⁺ og Fe³⁺ vil også kunne propagere lipid peroksidasjon (Farina *et al.*, 2013; Singh *et al.*, 2019), men mekanismen for denne reaksjonen er ikke godt kjent. Resultatet av de ulike reaksjonene vil være cellulære skader på lamellene som nekrose og hypertrofi (Figur 3.5d og b). Vevskadene ødelegger eller reduserer gassdiffusjonen sterkt. Dette skjer enten fordi cellemembranen revner (nekrose) eller fordi diffusjonsdistansen blir for stor (hypertrofi) til å effektivt kunne ta opp O₂ og gi fra seg CO₂.

Det har blitt gjort flere tester av toksisitet av oppløst jern for fisk. Resultatene fra disse forsøkene er ikke entydige, men det ble generelt observert fiskedød i jernkonsentrasjoner >1.0 mg/L (Brenner og Cooper, 1978; Lappivaara *et al.*, 1999; Wepener *et al.*, 1992). Peuranen *et al.* (1994) observerte jern som begynte å feste seg til gjellene til fisken i konsentrasjoner mellom 0.8-1.7 mg/L. Decker og Menendez (1974) gjennomførte en serie med forsøk hvor det ble simulert "acid rock drainage" til bekker og elver. Det ble da konkludert med at ved pH 7.0, 6.0 og 5.5 var 96-hr-LC50 henholdsvis 1.75 mg/L, 0.48 mg/L og 0.41 mg/L Fe²⁺. 96-hr-LC50 viser til konsentrasjonen av et stoff hvor 50% av populasjonen overlever i 96 timer. Fiskeoppdrett har en anbefalt grense for oppløst metall på henholdsvis <0.15 mg/L og <0.01 mg/L for jern og mangan (Piper *et al.*, 1982).

På tross av dette har det blitt rapportert tilfeller hvor fisk overlevde og formerte seg i jernkonsentrasjoner >1.0 mg/L (Fish, 2009; Smith *et al.*, 1973; Steffens *et al.*, 1993), fargetallet var derimot ikke kommentert i studiene. Peuranen *et al.* (1994) og Lappivaara *et al.* (1999) fant at humus (fargetall) reduserte toksisiteten til jern for fisk ved å kompleksbinde jernet. Redusert giftighet av metaller bundet til organisk materiale er også kjent fra forsøk gjort med aluminium (Teien *et al.*, 2005; Witters *et al.*, 1990).



Figur 3.5: Normale lameller (a) og hypertrofi (b) i gjellene til *Labeo rohita* (Ruhi). Hentet fra Singh et al. (2019). Normale lameller (c) og nektrotiske celler (d) til *Salmo trutta* (Ørret). Hentet fra Peuranen et al. (1994). Bildene ble tatt etter eksponering for jern (se Peuranen et al. 1994 og Singh et al. 2019).

4 Metoder

4.1 Prøvetaking

Prøvene ble tatt med ca. en måneds mellomrom, fra april til desember 2023, med unntak av juli. Flaskene ble først vasket med prøvevann og så fylt helt opp for å minimere gassutveksling. Før prøvehenting ble flaskene vasket med en blanding av askorbinsyre og saltsyre for å redusere og å løse opp sedimentert materiale. Flaskene ble deretter skylt grundig med destillert vann. Det ble brukt de samme flaskene hver gang. De fleste flaskene var laget av LDPE, men HDPE, PET og PE ble også brukt.

4.2 Lagring og forberedelse

4.2.1 Stabilitet

Parametere som påvirkes av oksygen, endring i pH eller biologisk aktivitet er viktig å måle så fort som mulig. pH, alkalitet, konduktivitet, farge, jern, aluminium, nitrat, fosfat og total fosfor ble derfor målt den samme dagen som prøvene ble hentet. Nesten alle parameterne ble målt innen 3 dager etter henting. Analytter som ble målt med elektrode ble noen ganger lagret til senere da de ble analysert i en større serie av praktiske årsaker.

Enge *et al.* (2021) viste at parametere som pH og alkalitet er stabile i lukkede flasker, men er derimot ustabil i åpnete flasker. pH, alkalitet og konduktivitet var derfor alltid de første parameterne som ble målt etter prøvetaking.

Fe^{2+} og NO_3^- er ioner som bør måles innen kort tid fordi de blir påvirket av RedOx-reaksjoner og biologisk aktivitet. Ved oksidasjon av Fe^{2+} til Fe^{3+} vil det sedimenteres $\text{Fe}(\text{OH})_3$ som medfører en reduksjon i mengden jern som inkluderes i prøvevolumet. Flaskene ble ristet før det ble tatt ut vann til analysen for å i tillegg inkludere det partikulære jernet. NO_3^- -konsentrasjonen blir påvirket av biologisk aktivitet (denitrifisering) som gjør at NO_3^- -konsentrasjonen endres over tid. Denitrifisering er derimot ikke aktiv under aerobe forhold (Gayle *et al.*, 1989). Måles prøven samme dagen vil det derfor ikke være noen signifikant endring i NO_3^- -konsentrasjonen.

Enge (2019) viste at klorid og hardhet (Ca^{2+} og Mg^{2+}) endret seg ubetydelig over lange tidsperioder, selv under ikke-optimale lagringsforhold. Den samme stabiliteten vil trolig også gjelde for Na^+ , K^+ og SO_4^{2-} , men dette ble ikke undersøkt.

4.2.2 Konservering

Det ble i starten av prosjektet tatt ut separate prøver til jern som ble filtrert og konserverert på stedet med H_2SO_4 . For alle prøverundene ble analyseserien startet mindre enn to timer etter prøvetaking, filtreringen ble istedenfor gjort på lab.

4.2.3 Fortynning

Vannet i Golfbanebekken er forurenset fra ukjente kilder, prøvene ble derfor fortynnet for å redusere mengden stoffer som kan potensielt være skadelige for elektroder. De fortynnede prøvene ble brukt til Na^+ -, Ca^{2+} -, NO_3^- -, SO_4^{2-} - og Cl^- -analysene. Prøvene ble fortynnet mellom 4% og 10%, avhengig av hvor høy konduktiviteten var. Til fortynningen ble det brukt fullpipette og volumetrisk flaske.

4.2.4 Filtrering

Filtrering ble gjort med VWR filter med porestørrelse 0.22 µm. Det ble gjort for å kunne selektivt måle oppløste ioner ved å fjerne partikulært og kolloidalt materiale. Fe, farge og fosfat ble målt på filtrerte og ufiltrerte prøver.

4.2.5 Ionebytting

Fortynnede prøver ble ionebyttet med en kationbytter, Amberlite IR120 Na+. Ionebyttede prøver ble brukt på SO₄²⁻-analysen for å unngå interferens fra divalente ioner. Total kation ble målt som Na⁺ på ionebyttede prøver.

4.3 Analyser

Usikkerheten til analysene er gitt i Tabell 5.1. Enge (2022) fant usikkerheter av samme størrelsesorden med det samme utstyret og metodene.

4.3.1 pH – H⁺

pH ble målt potensiometrisk samme dag som prøvetaking med et Fischer Scientific pH-meter utstyrt med Radiometer pH4001 elektrode. Instrumentet ble kalibrert med standard buffere på pH 4.01 og 6.86. Analysen ble gjort etter Standard Methods 4-87 (Clesceri *et al.*, 1998).

4.3.2 Konduktivitet

Konduktivitet ble målt med Amber Science modell 1056 etter Standard Methods 2-44 (Clesceri *et al.*, 1998).

4.3.3 Alkalitet

Alkalitet ble målt ved titrering med H₂SO₄. Volumet H₂SO₄ for å nå pH 4.5 ble beregnet ved interpolering. ALK_{4.5} ble beregnet fra V_{4.5} og ekvivalens alkaliteten ble deretter beregnet ved å bruke ALK_E-formelen til Henriksen (1982):

$$[ALK]_E = [ALK]_{4.5} - 32 + 0.646\sqrt{[ALK]_{4.5} - 32}$$

ALK_E-formelen ble brukt fordi titrering til 4.5 resulterer i en overestimering av alkaliteten for prøver med lav alkalitet. Henriksen (1982) utviklet en formel for å korrigere overestimeringen.

4.3.4 Nitrat – NO₃-N

Nitrat ble målt med en Thermo-Fisher Orion nitratelektrode og VWR double junction referanselektrode med 0.1 M (NH₄)₂SO₄ i ytre kammer. Analysen ble gjennomført etter en modifisert versjon av Standard Methods 4-116 (Clesceri *et al.*, 1998). Det ble brukt ISA-løsning med 25% av standardkonsentrasjon. I tillegg ble det brukt et 1:10 forhold mellom ISA og prøve, til forskjell fra Standard Methods som anbefaler et 1:1 forhold. Prøvene ble fortynnet før de ble målt, både med elektrode og fotometri.

Prøvene ble målt 2 ganger i hver sin serie med samme elektrode, for å samtidig sjekke presisjonen til analysen. Et utvalg av prøvene ble i tillegg målt fotometrisk etter modifisert metode fra Standard Methods 4-177 (Clesceri *et al.*, 1998). NO₃⁻ ble redusert av Zn til NO₂⁻ som dannet et rosafarget kompleks med sulfanilamid og N-1-naftyl etylendiamin dihydroklorid. Zn ble brukt som reduksjonsmiddel istedenfor Cd av hensyn til HMS.

4.3.5 Fosfat – PO₄-P

Fosfat ble målt fotometrisk på filtrerte prøver etter tidligere Norsk Standard NS4724 (Norsk Standard, 1984). PO₄ dannet et blåfarget kompleks under reduksjon av askorbinsyre med Na₂MoO₄ og K₂Sb₂C₈H₄O₁₂. Absorbans ble lest av ved 880 nm i en 2 cm kyvette.

4.3.6 Total fosfor – TOT-P

Oppslutning på prøvene ble gjort etter tidligere Norsk Standard NS4725 (Norsk Standard, 1984). Ufiltrerte prøver ble tilsatt K₂S₂O₈ og så plassert i en varmeblokk på 120 °C i 30 minutter. Prøvene ble deretter analysert med samme analysemetode som fosfat. Absorbans ble lest av ved 880 nm i 2 cm kyvette. Total fosfor blir videre referert til som TOT-P.

4.3.7 Aluminium – Al

Aluminium ble målt fotometrisk etter Standard Methods 3-56 (Clesceri *et al.*, 1998). Eriochrome Cyanine R dannet et rødfarget kompleks med Alⁿ⁺. Transmisjon ble lest av ved 530 nm mellom 13 og 15 minutter etter siste kjemikalietilsats.

4.3.8 Farge – Filtrert og ufiltrert

Fargetall ble målt fotometrisk ved 410 nm i en 1 cm kyvette i henhold til gjeldende ISO standard (NS-EN ISO 7887:2011). Filtrert og ufiltrert farge blir videre kalt henholdsvis farge(#) og farge(-).

4.3.9 Jern – Fe, filtrert og ufiltrert

Jern ble analysert i henhold til "Modified Thiocyanate Method" (Goswami og Kalita, 1988). Analysen ble gjennomført på filtrerte og ufiltrerte prøver. Prøvene ble tilsatt (NH₄)₄Ce(SO₄)₄ som oksiderte alt Fe²⁺ til Fe³⁺. Det ble tilsatt SCN⁻ som dannet et dypt rødfarget kompleks med Fe³⁺. Fargen ble lest av fotometrisk etter 5 minutter ± 15 sekund ved 480 nm i en 2 cm kyvette. Filtrerte og ufiltrerte jernkonsentrasjoner blir videre kalt henholdsvis Fe(#) og Fe(-).

4.3.10 Kjemisk oksygenforbruk – KOF

KOF ble målt etter en modifisert variant av Standard Methods 5-17 (Clesceri *et al.*, 1998). Av hensyn til HMS ble ikke HgSO₄ tilsatt dikromat- og svovelsyreløsningen. Cr₂O₇²⁻ oksiderte organisk materiale og ble selv redusert til Cr³⁺ som ga en tydelig grønnfarge i prøven. Prøven ble lest av fotometrisk ved 600 nm i en 2 cm kyvette.

4.3.11 Sulfat – SO₄

Sulfat ble målt ved konduktometrisk titrering med bariumacetat på ionebyttede prøver. Det ble brukt et Greisinger GLF 100 RW konduktivimeter. Metoden ble gjort etter en modifisert utgave av Vogel (1961), som beskrevet av Stølen (2019). Prøvene ble tilsatt isopropanol for å redusere løseligheten til BaSO₄.

4.3.12 Magnesium – Mg

Magnesium ble bestemt fotometrisk etter metoden til Ingman og Ringbom (1966). Prøven ble tilsatt etanolamin for å gi en pH på ca. 11. To 1 cm kyvetter ble fylt med prøve og tilsatt calmagit, den ene ble tilsatt EDTA og den andre EGTA. EDTA kompleksbinder både Ca²⁺ og Mg²⁺. EGTA kompleksbinder derimot bare Ca²⁺ og ikke Mg²⁺. I prøven med EGTA dannet calmagit et farget kompleks med Mg²⁺. Prøven med EDTA ble brukt for å nullstille absorbansen i spektrofotometeret. Absorbans av prøven med EGTA ble lest av ved 522 nm.

4.3.13 Ammonium – NH₄

Ammonium ble målt potensiometrisk med et VWR pHenomenal pH1000 H utstyrt med Metrohm NH₃-elektrode for lave konsentrasjoner (<10⁻² M). Analysen ble gjort etter Standard Methods 4-106 (Clesceri *et al.*, 1998). Det ble tilsatt 6 N NaOH slik at NH₄⁺ ble målt som NH₃.

4.3.14 Kalsium, Natrium, Kalium, Klorid – Ca, Na, K, Cl

Målingene ble gjort med et VWR pHenomenal pH1000 H utstyrt med ISE (ioneselektiv elektrode) og referanse elektrode (Tab. 4.1). Ca^{2+} , Na^+ og Cl^- ble målt etter elektrodemanualene til hver av elektrodene (Dr. Axel W. Bier, U.D.). K^+ ble målt etter Standard Methods 3-87 (Clesceri *et al.*, 1998).

Tabell 4.1: Oppsett for analyser av Ca^{2+} , Na^+ , K^+ og Cl^- .

Analytt	Ioneselektiv elektrode	Referanse elektrode	Løsning i ytre kammer	ISA	Tilsats av ISA
Ca^{2+}	Radiometer ISE25Ca	Radiometer REF201	—	3 M KCl	1.0 mL til 12.5 mL prøve
Na^+	Radiometer ISE21Na	Radiometer REF201	—	7.5% etanolamin pH justert til 10 med HNO_3	5.0 mL til 10 mL prøve
K^+	Sentek Potassium 314	Radiometer REF451	0.1 M NaCl	1 M NaCl	1.0 mL til 10 mL prøve
Cl^-	Radiometer ISE/HS25Cl	VWR double junction	0.1 M KNO_3	1 M KNO_3 med 0.004 M HNO_3	1.0 mL til 10 mL prøve

4.3.15 Vannføring

Vannføring ble målt ved bruk av bøtte, vekt, litermål og stoppeklokke. Tiden ble tatt mens bøtten ble fylt opp med vann. Vekten til bøtten med vann ble veid og vannføring ble beregnet som liter per sekund (L/s). Ved stasjonene hvor det ble observert lav vannføring ble et litermål brukt istedenfor bøtte.

Vannføring ble også målt ved bruk av saltfortynning. En 50 g/L løsning med NaCl ble pumpet ut i bekken med kjent og jevn hastighet. Konduktiviteten ble målt nedstrøms fra pumpingen til målingen ble stabil. Fortynningen av saltløsningen ble beregnet fra konduktiviteten før og etter.

Det ble målt vannføring på Golf-1, -2, -3, -4, -5 og -7 i tillegg til rør-A, -B, -C og Kulebergbekken. Det ble ikke målt vannføring under hver prøvetaking. Vannføringsdata hentet fra Aspervik ble korrelert til $\Sigma Q_{\text{Rør}}$. Ved å bruke forholdstall mellom de ulike stasjonene på golfbanen ble en gjennomsnittlig årsvannføring estimert (Vedlegg 3). Estimerte vannføringer ble brukt til å beregne blanding av vannkvalitet fra de ulike delfeltene av Golfbanebekken.

4.4 Statistikk

Sammenhenger ble undersøkt ved å gjøre lineære multiple regresjoner med “backward elimination” for å identifisere signifikante parametere. Det ble gjort t-test for å beregne signifikansen til parametere. P-verdier <0.05 ble regnet som signifikante. Uteliggere ble identifisert og ekskludert ved å sjekke om de lå mer enn tre standardavvik fra gjennomsnittet. Dette tilsvarer omtrentlig et 99% konfidensintervall.

Regresjoner og annen statistikk ble gjort på prøver hvor alle vannets hovedkomponenter ble analysert. Kvalitetskontroll av analysene, hvor alle hovedionene var analysert, ble utført ved å sjekke laddningsbalansen og å sammenligne målt og beregnet konduktivitet

5 Resultater

Fullstendige beregninger for alkalitet, C_T , CO_3 , løselighet, estimering av vannkvaliteter og vannføring er vist i vedlegg 4.

5.1 – Ikke representative målinger

Cl^- og Na^+ fra Mississippibekken ble utelatt fra alle regresjonene i seksjon 5.3.1 på grunn av betydelig høyere konsentrasjoner av begge ionene enn det ble målt i Golfbanebekken. Det var størst forskjell i desember da det ble målt 192 mg/L Cl^- og 124 mg/L Na^+ i Mississippibekken, mot 29 ± 3.5 mg/L Cl^- og 12 ± 0.78 mg/L Na^+ (n=10) i Golfbanebekken.

Data fra Golf-1 03.11.23 ble utelatt fra alle regresjoner som inkluderte Fe(#/-) på grunn av betydelig høyere konsentrasjon av Fe(#/-) enn alle andre målinger. Det ble målt 10.8 og 14.9 mg/L for henholdsvis Fe(#) og Fe(-). Vannet i dammen ved Golf-1 var stillestående og det var et synlig lag med utfelt jern på bunnen. Alle andre målinger fra Golfbanebekken var < 2.5 mg/L Fe(#) og < 4.8 mg/L Fe(-) (n=79).

Målinger fra rør-A, -B, -C ble utelatt fra alle regresjonene som angår alkalitet og forsuring. Dette er på grunn av tilførsel av "fremmede ioner" fra gjødsling. De fremmede ionene vil kunne bestå av ukjente mengder Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+ , NO_3^- og P som er vanlige komponenter i fullgjødsel. Σ Basekationer* brukes til å beregne opprinnelig alkalitet, men det er uvisst om korresponderende anion(er) tilført fra landbruket bufrer.

5.2 – Kvalitetssikring

5.2.1 – Nøyaktighet og presisjon

For å teste presisjonen på alkalitet- og jernanalysen ble prøvene fra henholdsvis Kulebergbekken og Golf-7 fra siste prøvetaking analysert på nytt. Det ble målt 578 ± 2 μ ekv/L (n=5) alkalitet fra Kulebergbekken og 0.24 ± 0.003 mg/L (n=6) Fe(-) fra Golf-7.

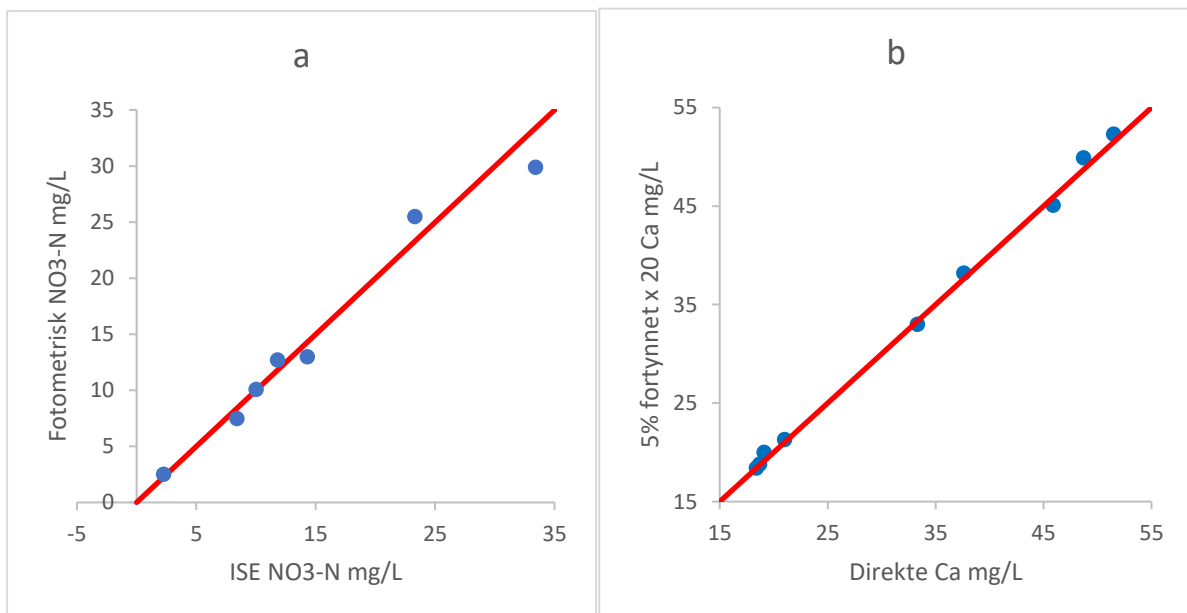
Til kontrollprøver for de ulike ionene ble det brukt fortynnet sjøvann eller sertifisert standard. Det ble brukt en ordinær jernstandard til å sjekke nøyaktigheten av jernanalysen. Resultatene viste høy nøyaktighet og presisjon på analysene (Tab. 5.1).

Tabell 5.1: Oversikt over analysenes presisjon og nøyaktighet. Sertifisert standard¹.

Ion	Kjent Konsentrasjon [mg/L]	n	Gjennomsnitt	Standardavvik
Ca	0.32	12	0.32	0.03
	4.8 ¹	4	4.8	0.10
Mg	0.21	9	0.21	0.01
SO4	1.70	4	1.68	0.04
Na	2.14	15	2.15	0.04
K	1.60	2	1.55	0.15
	0.32	9	0.30	0.04
	0.16	2	0.18	0.04
Cl	3.86	13	3.86	0.12
Fe	5.00	2	5.07	-

Å måle nitrat potensiometrisk er forbundet med usikkerheter knyttet til elektrodens mange interferenser (Raikos *et al.*, 1988). For å undersøke nøyaktigheten av elektrodemålingene ble nitrat også målt fotometrisk. Det ble derimot ikke funnet signifikante forskjeller mellom å måle nitrat fotometrisk eller med elektrode ($p > 0.05$) (Fig. 5.1a). Alle prøvene målt med elektrode ble målt i to omganger i hver sin serie for å teste presisjonen. Det ble ikke funnet signifikant forskjell mellom første og andre gangs måling ($p > 0.05$) med elektrode. Den gjennomsnittlige differansen mellom målingene var 1.1 ± 1.0 mg/L NO_3^- -N ($n=62$).

Kalsium ble målt både fortynnet og ufortynnet på én serie for å sjekke om fortynning påvirket presisjonen. Det ble ikke funnet signifikante forskjeller mellom målte verdier fra ufortynnede prøver og målte verdier fra fortynnede prøver ganget med 20 ($p > 0.05$, Fig. 5.1b)

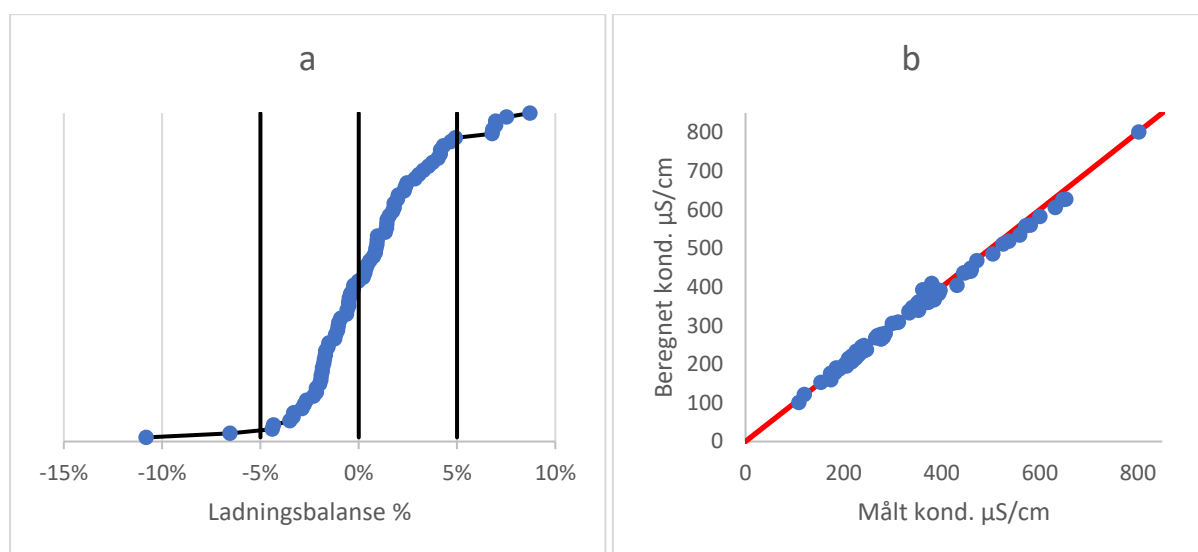


Figur 5.1: NO_3^- -N fotometrisk måling plottet mot måling med elektrode (a). Ca^{2+} målt direkte plottet mot 5% fortynnede ganget med 20 (b). Den røde linjen representerer et 1:1 forhold.

5.2.2 – Ladningsbalanse og konduktivitet

Kvalitetskontroll av analysene hvor hovedkomponentene i vann er målt gjøres ved å sjekke ladningsbalansen, og ved å sammenligne beregnet og målt konduktivitet. Avvik innenfor $\pm 10\%$ regnes normalt som akseptansgrense for kvalitetskontrollen.

Ved å inkludere ioner som Fe^{2+} og NO_3^- ble ladningsbalansen på alle prøvene, utenom én, innenfor $\pm 10\%$ (n=80) (Fig. 5.2a). Ladningsbalansen på 90% av prøvene var i tillegg innenfor $\pm 5\%$. Prøven som var utenfor -10% , ble hentet fra Golf-3 07.10.23 (Fig. 5.9). Beregnet konduktivitet var innenfor $\pm 10\%$ (n=80) av målt konduktivitet på alle prøvene. 94% av beregnet konduktivitet var i tillegg innenfor $\pm 5\%$ av målt konduktivitet på prøvene.



Figur 5.2: Oversikt over ladningsbalansen fra målinger det er gjort full analyseserie på (a). Målt konduktivitet mot beregnet konduktivitet (b). Den røde linjen representerer et 1:1 forhold.

5.3 – Vannkjemi

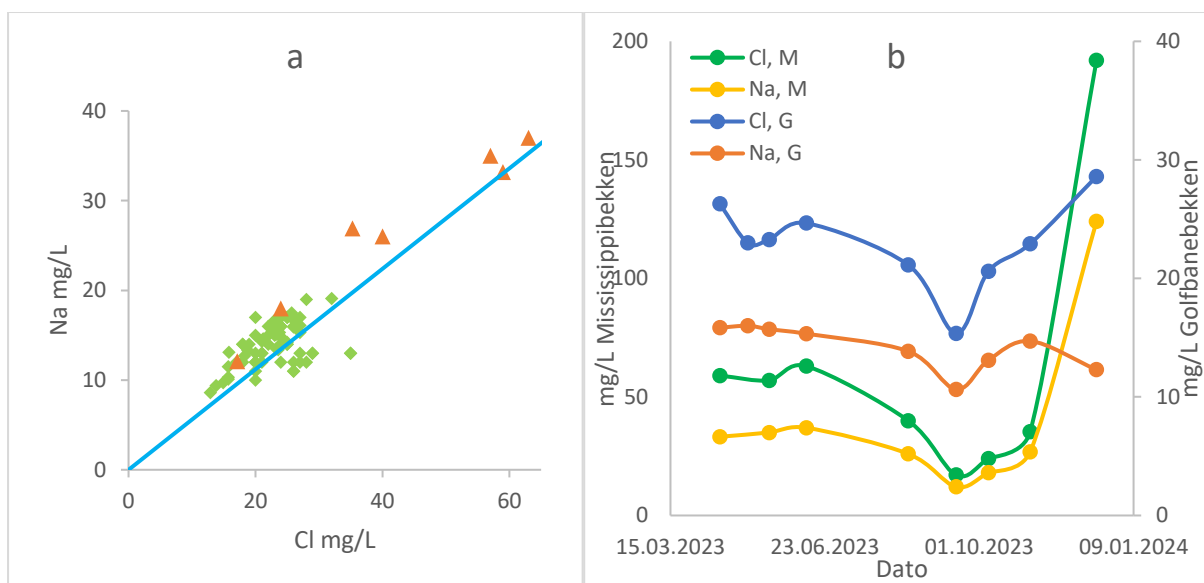
Vannkvaliteten i Golfbanebekken varierte betydelig mellom de ulike stasjonene. Bekken var svakt sur ($\text{pH}=6.73\pm 0.56$, n=65), med unntak av Golf-4 som hadde betydelig høyere pH enn de andre prøvestasjonene ($\text{pH}=7.47\pm 0.83$, n=10). 6% av prøvene hentet fra Golfbanebekken hadde $\text{pH} < 6.00$. Mississippibekken viste derimot høyere og mer stabil pH ($\text{pH}=7.12\pm 0.14$, n=8). $[\text{CO}_2, (\text{aq})]$ ble beregnet til å være fra 2 til $1620 \mu\text{M}$ (n=80). Ved 5°C er metningskonsentrasjonen $20 \mu\text{M}$, noe som viser at vannet var opptil 81x overmettet med CO_2 .

Ca^{2+} , NO_3^- og alkalitet viste betydelig variasjon i konsentrasjon mellom de ulike prøvestasjonene. Rør-A, -B og -C hadde høyest konsentrasjon av de to ionene (Vedlegg 1). Golfbane- og Kulebergbekken hadde en betydelig høyere konsentrasjon næringssalter (nitrat og fosfat) enn Mississippibekken (Tab. 5.2). Golf-3 hadde høyest alkalitet og viste en stabil pH ($\text{ALK}=1800\pm 450 \mu\text{ekv}/\text{L}$, $\text{pH}=6.76\pm 0.14$, n=7) gjennom hele prøveperioden.

22% (n=65) av prøvene hentet fra Golfbanebekken hadde tydelig farget vann (farge(#)>60 mg Pt/L). Golfbanebekken var også mer jernrik sammenlignet med Kuleberg- og Mississippibekken, men med betydelig variasjon i jerninnholdet blant stasjonene. Golf-1, -5 og -7 hadde høyest total jernkonsentrasjon blant alle prøvestasjonene ($\text{Fe}(-)=2.4\pm 1.03 \text{ mg}/\text{L}$, n=24). For Al^{n+} var det betydelig variasjon i konsentrasjon blant de ulike stasjonene på Golfbanen, fra $< 5 \mu\text{g}/\text{L}$ til $64 \mu\text{g}/\text{L}$.

5.3.1- Marine bidrag

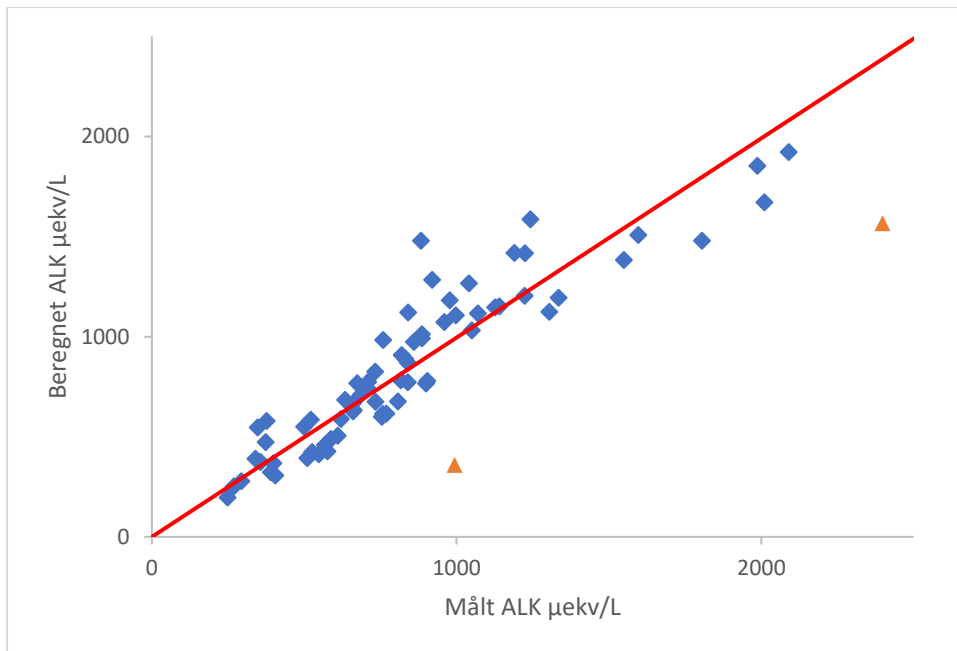
I tillegg til geologiske kilder har basekationene og SO_4^{2-} marine kilder og blir tilført fra sjøsprut (Tab. 3.1), Cl^- kommer derimot bare fra sjøsprut. Det ble derfor gjort en multippel regresjon, Cl^- mot basekationer og SO_4^{2-} , for å undersøke sjøsalts bidraget i Golfbanebekken. Regresjonen viste at Cl^- ga et bidrag til Na^+ , K^+ og SO_4^{2-} i Golfbanebekken ($R^2=0.99$, $p<0.001$, $n=65$). Na^+ hadde et forholdstall til Cl^- som ikke var ulikt forholdet mellom Na^+ og Cl^- i sjøvann ($p>0.05$, Fig. 5.3a). K^+ og SO_4^{2-} hadde derimot forholdstall, henholdsvis 1.4 og -6.1, som var betydelig forskjellig fra forholdet mellom de to ionene og Cl^- i sjøvann. Golfbane- og Kulebergbekken hadde gjennomsnittlig Na^+ på 14 ± 2.3 mg/L ($n=72$). Na^+ og Cl^- viste tydelig samvarians i både Golfbane- og Mississippibekken (Fig. 5.3b).



Figur 5.3: Na^+ plottet mot Cl^- , den blå linjen representerer forholdet mellom Na^+ og Cl^- i sjøvann (a). Prøvene fra Mississippibekken er markert som oransje trekanter. Årsvariasjon for Na^+ og Cl^- i Golfbane- og Mississippibekken (b). Målingene for Mississippibekken og Golfbanebekken er henholdsvis markert med M og G.

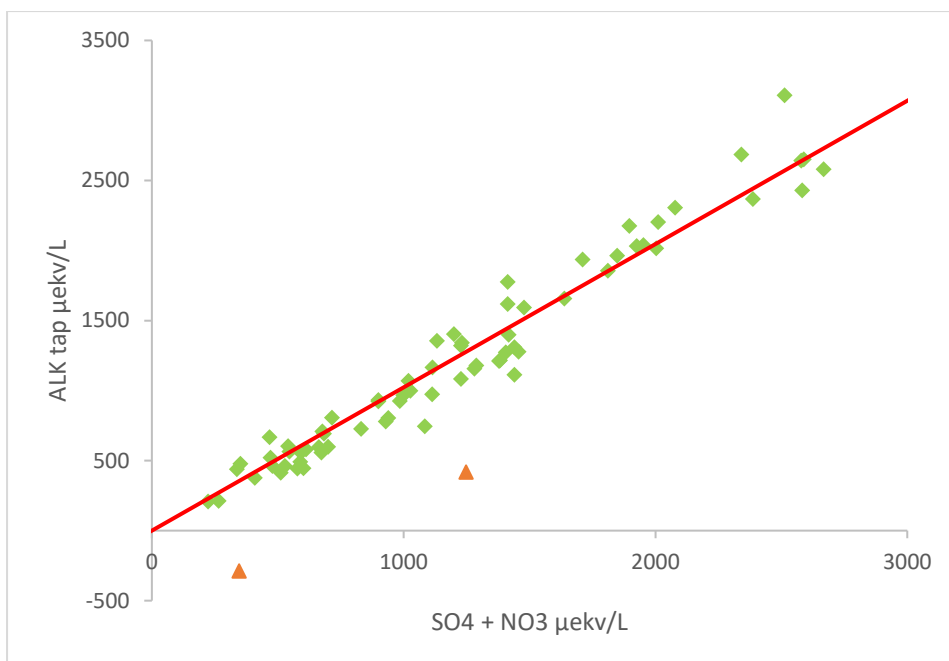
5.3.2 – Alkalitet og forsurening

Beregnet alkalitet viste en sterk korrelasjon med målt alkalitet ($R^2=0.96$, $p<0.001$, $n=69$, Fig. 5.4). Regresjonen hadde et konstantledd og stigningstall som ikke var signifikant ulikt henholdsvis 0 ($p>0.05$) og 1 ($p>0.05$). Da rør-A, -B og -C ble inkludert i regresjonen resulterte det i en markant svakere korrelasjon ($R^2=0.71$, $n=77$). Golf-4 og -5 ligger nedstrøms rørene og vil derfor være en fortykning av vannkjemien fra rørene. Stasjonene viste betydelig lavere målt alkalitet enn beregnet. Golf-4 og -5 ble ekskludert fra regresjonen, noe som resulterte i at verdier for målt alkalitet ble signifikant høyere enn beregnet alkalitet ($p<0.05$).



Figur 5.4: Beregnet alkalitet og målt alkalitet. Uteliggere er markert som oransje trekanter. Den røde linjen representerer et 1:1 forhold.

De sterke syrene som gir forsurening, H_2SO_4 og HNO_3 , kommer henholdsvis fra pyrittoksidasjon (Fig. 3.3) og oksidasjon av nitrogenholdige stoffer som NH_4^+ og organisk nitrogen (Fig. 3.2). En multipl regressjon (alkalitetstap mot SO_4^{2-*} og NO_3^-) viste at både SO_4^{2-*} ($p < 0.001$) og NO_3^- ($p < 0.001$) ga positive bidrag til alkalitetstap ($R^2 = 0.99$, $n = 69$, Fig. 5.5). Forholdstallet til SO_4^{2-*} og NO_3^- med alkalitetstap var henholdsvis $0.93 \mu\text{ekv/L}$ og $1.2 \mu\text{ekv/L}$. Forholdstallet til SO_4^{2-*} var ikke signifikant ulikt 1 ($p > 0.05$), men NO_3^- hadde et forholdstall som var signifikant ulikt 1 ($p < 0.001$).



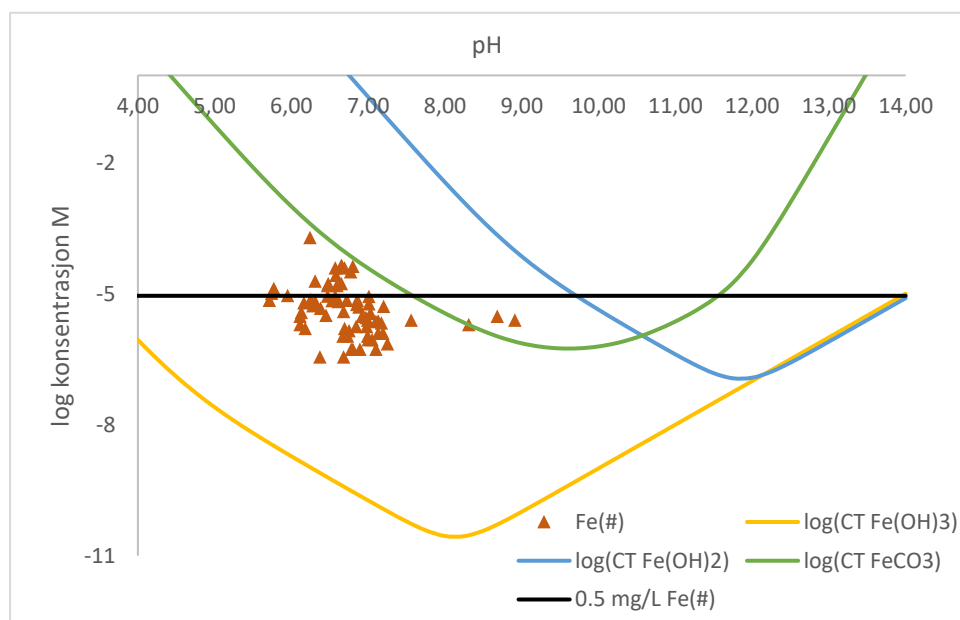
Figur 5.5: Korrelasjon mellom alkalitetstap og summen av SO_4^{2-*} og NO_3^- . Den røde linjen representerer et 1:1 forhold. Uteliggere er markert som oransje trekanter.

Det ble gjort to multiple regresjoner med basekationer* mot SO_4^{2-} , en med data fra Golfbanebekken og en med data fra Mississippibekken. Regresjonene ble gjort for å undersøke forvittringsbidraget H_2SO_4 gir. I Golfbanebekken ga SO_4^{2-} et positivt bidrag til Ca^{2+} ($p < 0.001$), Na^{+} ($p < 0.001$) og K^{+} ($p < 0.05$), men ikke til Mg^{2+} ($p > 0.05$). I Mississippibekken ga derimot SO_4^{2-} bare et positivt bidrag til Ca^{2+} ($p < 0.001$) og ikke signifikant bidrag til de andre basekationene* ($p > 0.05$).

5.3.3 – Jern og KOF

Når pyritt oksideres produseres det H_2SO_4 og jern, det ble derimot ikke funnet en korrelasjon mellom SO_4^{2-} og $\text{Fe}(\#)$ ($R^2 = 0.02$, $p > 0.05$, $n = 64$). Av alle målingene gjort i Golfbane-, Kuleberg-, og Mississippibekken var det utelukkende Golf-1, -5 og -7 som hadde > 0.5 mg/L $\text{Fe}(\#)$. 10% ($n_{\text{TOT}} = 80$) av målte $\text{Fe}(\#)$ verdier lå på eller rett under metningslinjen for FeCO_3 (Fig. 5.6). Resten av målte $\text{Fe}(\#)$ verdier var lavere enn metningslinjen.

58% ($n = 19$) av prøvene fra Golfbanebekken hadde > 30 mg/L KOF. $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ vil oksidere organisk materiale samt Fe^{2+} og Cl^- . Ettersom det er for få KOF målinger kan det ikke gjøres videre analyser for å bestemme hvor stort bidrag Cl^- og Fe^{2+} ga til KOF målingen.



Figur 5.6: Konsentrasjonsgrenser for utfelt $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (gul linje), $\text{Fe}(\text{OH})_2$ (blå linje) og FeCO_3 (grønn linje) som ble beregnet etter Snoeyink og Jenkins (1980). $C_{\text{T}, \text{CO}_3} = 1.3 \cdot 10^{-3}$ M ble brukt for å tegne $\log(C_{\text{T}} \text{FeCO}_3)$ linjen. Målte $\text{Fe}(\#)$ verdier for hele datasettet er plottet som brune trekanter. Den svarte linjen viser 0.5 mg/L Fe^{n+} .

5.3.4 – Næringssalter

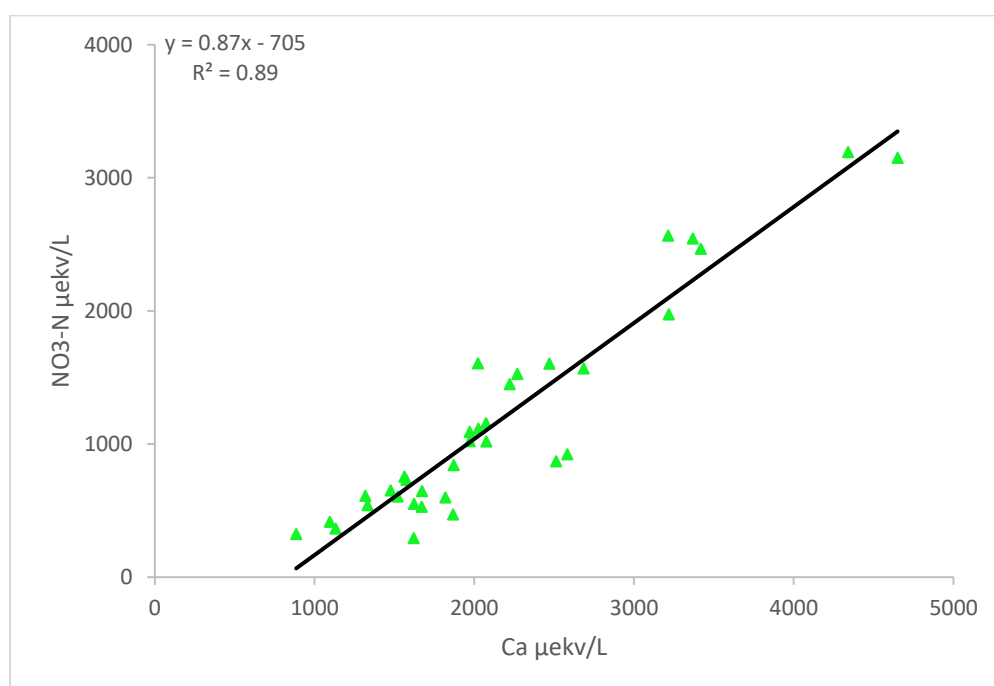
Sammenlignet med Mississippibekken viste Golfbanebekken betydelig høyere konsentrasjoner av nitrat og fosfat. Spesielt rør-A, -B, og -C hadde markant mer nitrat og fosfat enn de andre prøvestasjonene på golfbanen (Tab. 5.2). Golf-1, -2, -3 og -6 viste derimot betydelig lavere konsentrasjoner av næringssaltene.

Tabell 5.2: Gjennomsnittlige konsentrasjoner av næringssalter for rør-A, -B og -C, hovedløpet, sideløpet, Kuleberg- og Mississippibekken. Stasjonene er gruppert etter gjennomsnittlig konsentrasjon.

STASJON(ER)	NITRAT mg N/L	FOSFAT µg P/L	TOT-P µg P/L
RØR-A, -B, -C	31±11, n=8	110±110, n=8	270±130, n=8
GOLF-4, -5 OG -7	12±5.8, n=26	20±10, n=26	140±80, n=15
GOLF-1, -2, -3 OG -6	2.0±1.8, n=31	5±5, n=31	80±80, n=20
KULEBERGBEKKEN	5.4±4.0, n=7	8±4, n=7	70±50, n=5
MISSISSIPPIBEKKEN	1.3±0.38, n=8	10±5, n=8	100±40, n=5

Ca²⁺ og NO₃⁻ viste en sterk korrelasjon med data fra hovedløpet (Fig. 5.7). Ettersom Ca²⁺ har en betydelig geologisk kilde ble det gjort en multippel regresjon med Ca²⁺ og alkalitet mot NO₃⁻ for å undersøke Ca²⁺-bidraget fra landbruket (R²=0.99, p<0.001, n=34). Regresjonen viste at NO₃⁻ ga et positivt bidrag til Ca²⁺ (p<0.001), men ga derimot et negativt bidrag til alkalitet (p<0.001). Den samme regresjonen ble gjort med data fra sideløpet. Resultatet ble det samme, men regresjonen var markant svakere (R²=0.62, p<0.001, n=31).

Det var betydelig lavere konsentrasjoner av NH₄⁺ i prøvene enn NO₃⁻ (<0.2 mg/L NH₃-N, n=9). Ut fra pH ble det beregnet at mellom 99% og 100% av totalt målt NH₃-N var NH₄⁺.



Figur 5.7: Sammenheng mellom Ca²⁺ og NO₃⁻-N fra rør-A, -B og -C og Golf-4, -5 og -7.

5.4 – Estimering av vannkvalitet

Dersom det skal lages et nytt løp er det viktig at tilførselen av ulike ioner fra hvert delfelt på golfbanen kan estimeres. Da kan delfelt med for stor tilførsel av jern ekskluderes fra det nye løpet for å redusere jernforurensingen i bekken. Tilførselen (mg/s) av konservative parametere som ikke inngår i nye likevekter (eks. Ca^{2+} , Na^+ og K^+) kan beregnes fra vannføring (L/s) og konsentrasjon (mg/L). Tilførsel av parametere som Fe(#) og pH kan også beregnes, men da må det bli tatt hensyn til nye likevekter og eventuelle utfellinger. Kombinasjonen av vann fra ulike delfelt kan dermed estimeres.



Figur 5.8: Delfeltene er markert i grønt og nummerert i blått. Der Golfbanebekken er åpen er markert i rødt. Kulebergbekken er åpen og er markert i gult.

Delfeltene er estimert etter omtrentlige høydekonturer i landskapet. De sanne delfeltene kan være avvikende fra det estimerte som ble brukt i oppgaven. De omtrentlige delfeltene ble brukt for å kunne få en indikasjon av hvilke felt som har størst tilførsel av jern.

Delfeltene 4, 5 og 7 er spesielt viktige ettersom de utgjør det største arealet og gir størst bidrag til Golfbanebekkens vannkjemien (Fig. 5.8). Delfelt 4 har rør-A, -B og -C samt de andre innløpene til dammen. Golf-4 er det eneste utløpet til dammen og representerer derfor den samlede vannkjemien og vannføringen til dette delfeltet. Delfelt 5 har bare stasjonen Golf-5, men får tilført vann og ioner fra delfelt 1 – 4. Delfelt 5 vil derfor inkludere bidrag til vannkjemien fra de andre delfeltene oppstrøms. Delfelt 7 har stasjon Golf-6 og -7 og vil, i likhet med delfelt 5, få bidrag til vannkjemien fra de andre delfeltene oppstrøms. Golf-7 vil representere et "opsamlingspunkt" for bidragene til

vannkjemien fra alle stasjonene på golfbanen. Tilførselen av ioner fra delfelt 5 og 7 må derfor korrigeres for bidrag fra delfeltene oppstrøms. pH til hvert felt ble beregnet fra alkalitet og $\text{H}_2\text{CO}_3'$ med ligning 3.11.

Tabell 5.3: Oversikt over gjennomsnittlig bidrag og vannføring fra delfeltene på golfbanen. Vannføringene er beregnet fra gjennomsnittlig vannføring fra Aspervik og forholdet mellom de ulike stasjonene (Vedlegg 3 og 4). Delfelt 5 og 7 ble korrigert for bidrag av ioner og vannføring oppstrøms.

Delfelt	Q (L/s)	Alkalitet (mekv/s)	$\text{H}_2\text{CO}_3'$ (mekv/s)	Fe(#) (mg/s)	% Fe(#) fra delfelt	Farge (#) (mg Pt/s)	pH	NO_3^- (mg/s)
1	0.33	0.15	0.28	0.60	3.3 %	20	6.08	0.69
2	1.2	0.64	0.54	0.21	1.2 %	40	6.42	4.1
3	0.13	0.24	0.091	0.01	0.1 %	2,4	6.76	0.15
4	4.7	4.0	0.90	1.0	5.2 %	200	6.99	80
5	0.23	1.1	1.2	6.4	35 %	30	6.31	-15
6	1.8	1.3	0.28	0.56	3.0 %	50	7.02	10
7	8.5	7.6	3.7	10	52 %	430	6.66	42

Tabell 5.4: Blandinger av vannkjemi fra ulike delfelt på golfbanen.

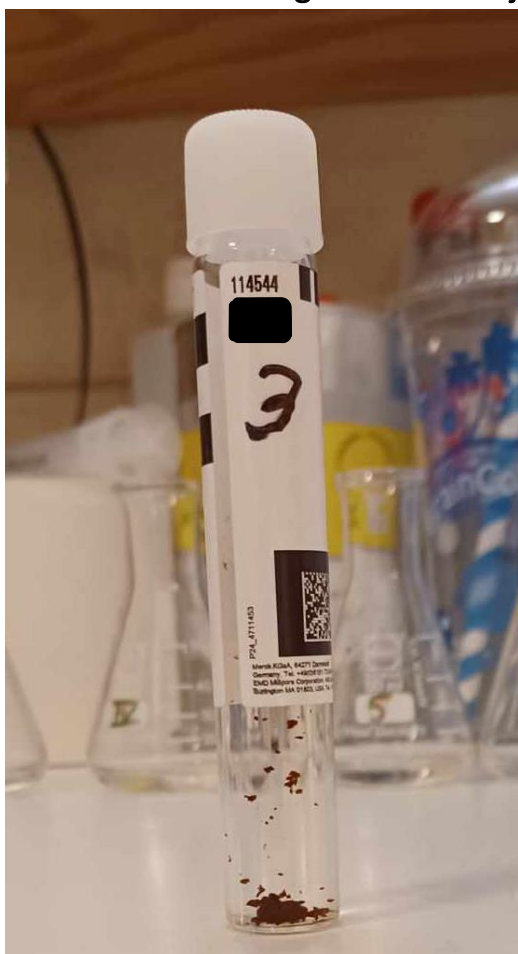
Blanding av delfelt	Q (L/s)	Alkalitet (mekv/L)	$\text{H}_2\text{CO}_3'$ (mekv/L)	Fe(#) (mg/L)	Farge(#) (mg Pt/L)	pH	NO_3^- (mg/L)
1, 2, 3, 4, 6 og 7	17	0.84	0.35	0.72	40	6.73	8.2
2, 3, 4, 6 og 7	16	0.85	0.34	0.70	50	6.74	8.4
1, 2, 3, 4 og 6	8.1	0.78	0.26	0.29	40	6.83	12
Alle	17	0.90	0.42	1.1	40	6.68	7.2

Delfelt 1 viste et betydelig forbruk av alkalitet, noe som resulterte i den lave pH-en. Beregningene viste at 3.3% av Fe(#) i Golfbanebekken kommer fra delfelt 1 (Tab. 5.3). Delfelt 2 viste også et betydelig forbruk av alkalitet, men ga et lavere bidrag av Fe(#) til Golfbanebekken. Delfelt 3 viste et markant lavere forbruk av alkalitet samt en ubetydelig tilførsel av Fe(#). Delfelt 4 viste betydelig større produksjon og lavere forbruk av alkalitet enn de andre delfeltene. Sammenlignet med de andre delfeltene viste estimeringene at delfelt 4 hadde en markant større tilførsel av NO_3^- .

Delfelt 5 ga et betydelig bidrag til den totale tilførselen av Fe(#) i Golfbanebekken (Tab. 5.3). Estimeringene viste at det produseres og forbrukes en tilnærmet ekvivalent mengde alkalitet. Delfelt 6 er ikke en del av Golfbanebekken, men kan overføres for å eventuelt kompensere for tap av vannføring dersom andre felt ekskluderes. Delfeltet viste lav tilførsel av Fe(#) samt minimalt med alkalitetsforbruk. Delfelt 7 er det største delfeltet av Golfbanebekken og ga det høyeste bidrag til Fe(#)-konsentrasjonen i Golfbanebekken og hadde et høyt forbruk av alkalitet.

I løpet hvor delfelt 5 ble ekskludert og delfelt 6 inkludert resulterte estimeringene i pH på 6.83 og en moderat Fe(#)-konsentrasjon og fargetall (Tab. 5.4). Da delfelt 5 ble inkludert i det nye løpet viste estimeringene en betydelig økning i Fe(#), men en ubetydelig reduksjon av de andre parameterne. Da delfelt 5 og 7 ble ekskludert resulterte det i vann med lav konsentrasjon av Fe(#), men med betydelig reduksjon i vannføring.

5.5 – Diverse felt- og lab-observasjoner



Det ble observert utfellinger og lilla farge etter oppslutning med peroksidisulfat (Fig. 5.9). Alle prøvene fra Golf-3 hadde utfellinger eller farge etter oppslutning, men ikke like tydelig hver gang. Det ble også observert farge eller utfelling de fleste gangene på prøvene fra Golf-1, -2 og -7, men ikke like tydelig som for Golf-3. Prøvene fra Golf-4 og Kulebergbekken hadde også noen få ganger en svak lilla farge.

Lignende utfellinger i prøvene ble observert under ammoniummåling. Da 6 N NaOH ble tilsatt prøvene kom det en umiddelbar tydelig utfelling. Dette ble kun observert på Golf-3.

På lab ble det observert avgassing, synlig som bobler på innsiden av flasken bare noen timer etter prøvetaking. Det ble ofte observert sedimentering på innsiden av flaskene noen dager etter prøvene ble hentet. Etter analyserunden fra juni hadde prøven fra Golf-4 blitt grønn på grunn av alger som hadde begynt å gro inni flasken. Flasken hadde stått med vann over sommeren, fra 11.06.23 til 15.08.23.

Figur 5.9: TOT-P analyse fra Golf-3 07.10.23 med tydelig utfelling.

Vannet fra Golf-3 hadde flere ganger mye synlig partikulært materiale og turbid vann. Dette ble også observert i Mississippibekken, men spesielt 16.12.23 var det observert svært turbid og blakket vann. Samme dagen ble det også observert skittent vann fra rør-A, -B og -C. 11.06.23 var Golf-3 og Kulebergbekken tørre. Ingen av de andre stasjonene var tørre den dagen, men hadde lavere vannføringer (Vedlegg 3).

I flere av innløpene til Golf-4 har det ofte vært observert skum gjennom prøveperioden (Fig. 1.1). I tillegg til skummet ble det også observert utfelt $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ved innløpene og i bunnen av bekken ved flere av stasjonene. Denne typen jernutfellinger var spesielt tydelig i Golf-1, -5 og -7, men det var også klare utfellinger i Golf-3 og Kulebergbekken. Det ble ikke observert utfellinger av $\text{Fe}(\text{OH})_3$ i Mississippibekken.

Det ble observert buksvømmere i Golf-1, -2, -4, -5 og i Kulebergbekken, men det ble ikke observert tegn til liv i de andre stasjonene. Golf-7 har lite planteliv sammenlignet med de andre stasjonene på golfbanen. Det har vært noe mose og gress rett nedenfor Golf-7 der bekken møter Store Stokkavann, men dette virket for det meste dødt.

Det ble observert en stor ørret (ca. 30 cm) i Mississippibekken helt øverst der prøvene hentes. Det var også observert noen mindre ørret (<20 cm) lenger nede i bekken. Størrelsen på ørreten ble ikke målt og var kun estimert fra øyemål.

6 Diskusjon

6.1 – Metoder og bearbeiding av data

Til tross for at vannet i Golfbanebekken var forurenset med ukjente ioner fra landbruket, var 90% (n=80) av prøvene innenfor $\pm 5\%$ på ladningsbalansen. Det betyr at analysemetodene som ble brukt hadde høy nøyaktighet.

Landbruket, som ligger vest for golfbanen, er en kompliserende faktor ved vurdering av vannkjemien til Golfbanebekken. Ladningsbalansen viste at det var et overskudd av kation fra rør-A, -B og -C, men et underskudd av kation fra Golf-3 (Fig. 5.2a). Ettersom det ble tilført ukjente ioner fra landbruket kan det ikke konkluderes med hvilke anion som ikke ble målt. En hypotese er at det kan være NO_2^- eller F^- da de er mulige oksidasjonsprodukt eller komponenter av fullgjødsel.

Det kan ikke utelukkes at noen av de ikke-målte kationene skyldes avrenning fra landbruket, men den største andelen var trolig Mn^{n+} da det har vært kommentert på manganinnholdet i berggrunnen tidligere (Kap. 2). Det var betydelig med graving i delfeltet til Golf-3 i løpet av hele prøveperioden, noe som kan ha økt mobiliseringen av ioner fra berggrunnen. Det ble observert tydelige utfellinger og lilla farge på prøvene under TOT-P analysen blant flere av stasjonene (Kap. 5.5), men Golf-3 viste alltid tydeligst utfelling/lilla farge (Fig. 5.9). Utfellingene og fargen skyldes oppløst Mn^{n+} som ble oksidert til MnO_2 eller MnO_4^- av $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$.

Filtreringen ble gjort med porestørrelse på $0.22 \mu\text{m}$, da vil 80-90% av det partikulære materiale være fjernet (Kuma *et al.*, 1998; Laxen and Chandler, 1983). Det ble i tillegg målt betydelig mer Fe(#) enn det kunne vært oppløst Fe^{3+} (Fig. 5.7), Fe(#) ble derfor antatt å være Fe^{2+} .

Cl^- og Fe^{2+} vil bli oksidert av $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ til Cl_2 og Fe^{3+} som gir økte verdier for KOF (Cardona *et al.*, 2016). HgSO_4 , som vanligvis er i dikromat-svovelsyreløsningen, vil fjerne Cl^- ved å felle det som HgCl_2 . HgSO_4 ble derimot ikke brukt under KOF-analysen av hensyn til HMS. 1 mg/L Cl^- og Fe^{2+} vil i teorien gi henholdsvis 0.23 mg/L og 0.14 mg/L KOF (Vedlegg 4). Ettersom det var for få KOF-målinger til å kunne gjøre analyser var det ikke mulig å bestemme hvor stort bidrag Cl^- og Fe^{2+} i praksis ga til KOF-målingene.

Det ble utført flere forsøk av Kolle hvor Cl^- -interferensen for KOF-analysen ble undersøkt. Forsøket ble gjort med og uten HgSO_4 på 120 og 148°C. Da det ble gjort en KOF-måling på 148°C, ble det registrert ca. dobbelt så mye KOF enn når det ble brukt HgSO_4 på samme temperatur (Vilde Kolle pers. medd.). Kolle målte også KOF på en prøve fra Mississippibekken, med og uten HgSO_4 . Resultatene uten HgSO_4 var sammenlignbare med KOF-målingene fra Mississippibekken utført i denne oppgaven, men var derimot ikke sammenlignbare med KOF-målingene fra Golfbanebekken. Ettersom det ikke var mulig å gjøre analyser med KOF kan det ikke konkluderes med hva som kan ha gitt et bidrag til målingene.

Estimering av tilførselen fra de ulike delfeltene ble beregnet fra gjennomsnittlige vannføringer (Vedlegg 3), og gjennomsnittlige konsentrasjoner til de ulike stasjonene. Det medfører en betydelig grad av usikkerhet i estimeringene. For stasjoner hvor prøvene viste betydelige variasjoner i konsentrasjoner kan det medføre at den sanne tilførselen var høyere eller lavere.

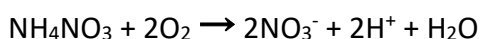
Det er få observasjoner som beskriver korrelasjonen mellom vannføringen til Aspervik og $\Sigma\text{rør}$. På grunn av det smale datasettet brukes ikke korrelasjonen ukritisk. Usikkerheten til både vannføringen og tilførselene ble tatt høyde for da blandingen av de ulike delfeltene ble vurdert.

6.2 – Vannkjemi

Ionene i Golfbanebekken har tre hovedkilder; avrenning fra landbruk, forvitring av berggrunnen og marine bidrag. Ionene som er vanlige komponenter i fullgjødning er Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , NH_4^+ , NO_3^- og P ("Yara", 2017). Mg^{2+} , Ca^{2+} og K^+ har betydelige marine og geologiske bidrag i tillegg til avrenning fra landbruket. Det marine bidraget er kjent (Tab. 3.1), men tilførselen fra landbruk og forvitring av berggrunnen er ukjent. I fullgjødning vil ionene vanligvis bli tilført som, $Mg(NO_3)_2$, $Ca(NO_3)_2$, CaF_2 , KNO_3 eller NH_4NO_3 ("Yara", 2017).

Rør-A, -B og -C hadde høyest konsentrasjon av Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+} og NO_3^- av alle stasjonene på golfbanen (Tab. 5.2). Den betydelig høyere konsentrasjonen av basekationer enn resten av Golfbanebekken tyder på at rørene er sterkt påvirket av landbruket. Ca^{2+} og NO_3^- viste en sterk korrelasjon i hovedløpet, men viste en markant svakere korrelasjon i sideløpet (Kap. 5, seksjon 5.3.4). Ettersom NO_3^- i all hovedsak kommer fra landbruket, tyder det på at sideløpet er i betydelig mindre påvirket av avrenning fra landbruket.

De lave konsentrasjonene av NH_4^+ kan skyldes oksidasjonen til NO_3^- , som også kan forklare hvorfor det ikke ble funnet en korrelasjon mellom dem. NH_4^+ vil, i kontakt med O_2 , oksideres til NO_3^- (Fig. 3.2). Denne reaksjonen blir katalysert av nitrifiserende bakterier (*Nitrobacter*) og skjer under aerobiske forhold (Rysgaard *et al.*, 1994). Oksidasjonen kan oppsummeres som:



NO_3^- ga et signifikant bidrag til alkalitetstap, noe som også indikerer oksidasjon av NH_4^+ . Fra den multiple regresjonen mellom SO_4^{2-} og NO_3^- mot alkalitetstap, hadde NO_3^- et forholdstall til alkalitetstap på 1.2. I 12-4-18 fullgjødning er det 12% nitrogenholdige stoffer, dersom alt oksideres til NO_3^- resulterer det i det samme forholdstallet mellom NO_3^- og alkalitetstap. En hypotese er at landbruket har gjødslet med NH_4NO_3 som har oksidert til HNO_3 og gitt forsuring. Korrelasjonen med forsuring kan også komme fra $Ca(NO_3)_2$ ettersom Ca^{2+} brukes for å estimere opprinnelig alkalitet og beregning av forsuring.

12-4-18 gjødning inneholder en stor del basekationer (K^+ , Ca^{2+} og Mg^{2+}), men likevel utgjør bare Ca^{2+} 2% og Mg^{2+} 1.2% av totalvekten til gjødselen. Den multiple regresjonen mellom Ca^{2+} og alkalitet mot NO_3^- ble gjort for å undersøke korrelasjonen mellom Ca^{2+} og NO_3^- . En hypotese er at det tilføres $Ca(NO_3)_2$, noe som det positive forholdstallet mellom de to ionene støtter. NO_3^- ga et negativt bidrag til alkalitet, noe som kan forklares av korrelasjonen til forsuring og at Ca^{2+} har en betydelig geologisk kilde. Ca^{2+} kommer trolig for det meste fra berggrunnen fordi det ble målt høyere konsentrasjoner av Ca^{2+} enn de andre basekationene* i alle bekkene som ble undersøkt.

Til tross for de sterke korrelasjonene mellom Ca^{2+} og NO_3^- ($R^2=0.99$) samt alkalitetstap og NO_3^- ($R^2=0.99$) kan ikke årsaken til korrelasjonen konkluderes med. Det kan ikke konkluderes da det er uvisst hvor store kvantiteter av de ulike ionene som tilføres. I forurenset vann vil det i tillegg være en betydelig samvarians mellom parameterne.

K^+ korrelerte svakt med NO_3^- til tross for at K^+ potensielt ble tilført som KNO_3 . K^+ har trolig en geologisk kilde, ettersom Mississippi- og Møllebekken har >2.0 mg/L K^+ . Det ble derimot målt betydelig høyere konsentrasjoner av K^+ fra rør-A, -B og -C som tyder på at noe K^+ ble tilført fra landbruket. En hypotese for den svake korrelasjonen er at en betydelig mengde av NO_3^- ble produsert fra NH_4^+ -oksidasjon, i tillegg til at det geologiske bidraget også kan ha svekket korrelasjonen.

H₂SO₄ fra pyrittoksidasjon vil kunne mobilisere basekationer ved å øke forvitringen av berggrunnen. En multipl regressjon viste at SO₄²⁻* ga et positivt bidrag til basekationer* (utenom Mg²⁺*) i Golfbanebekken, noe som kan indikere forvitring på grunn av H₂SO₄.

I Mississippibekken ga derimot bare Ca²⁺* et signifikant bidrag til SO₄²⁻*. Fordi bekken ikke lenger er påvirket av landbruk kan det derfor bli antatt at hovedkilden til basekationer* er fra berggrunnen. Ettersom det er et lite datasett kan det ikke utelukkes at flere observasjoner ville gjort andre parametere signifikante.

Det ble observert lignende funn i et annet område som også var påvirket av pyrittoksidasjon. Stølen og Enge (2019) fant at SO₄²⁻* ga et signifikant bidrag til basekation* (R²=0.57, p<0.001, n=85). Undersøkelsen ble derimot gjort på høyfjellet hvor det ikke er landbrukspåvirkning. Funnene er derfor ikke direkte sammenlignbare, men resultatene samsvarer med at H₂SO₄ vil kunne mobilisere basekationer. Dersom vannet hadde vært ubufret ville svovelsyreproduksjonen gitt en pH på litt over 3 (Vedlegg 4).

Na⁺ viste en sterk samvarians med Cl⁻ som vist av den multiple regressjonen mellom basekationer og SO₄²⁻ mot Cl⁻ (Kap. 5, seksjon 5.3.1). Forholdstallet mellom Na⁺ og Cl⁻ var det samme som i sjøvann. Det tyder på at Na⁺ tilføres i all hovedsak fra sjøsprut, men det kan derimot ikke utelukkes at noe Na⁺ kommer fra landbruket eller berggrunnen.

Det ble målt betydelig høyere konsentrasjoner av Cl⁻ og Na⁺ i Mississippibekken enn i Golfbanebekken (Fig. 5.4b). Under siste prøvehenting 16.12.23, da det ble målt 192 mg/L Cl⁻ og 124 mg/L Na⁺, skyldes ekstremverdiene trolig veisalting som rente ned i bekken.

Målt og beregnet alkalitet viste en sterk korrelasjon (Kap. 5, seksjon 5.3.2). ΣBasekationer* vil imidlertid inkludere basekationer som ble tilført fra landbruket, hvor det er uvisst om korresponderende anion(er) bufret. Golf-4 og -5 hadde signifikant høyere beregnet enn målt alkalitet. Det kan bety at korresponderende anion(er) tilført fra landbruket ikke ga et bidrag til vannets alkalitet. De andre stasjonene på golfbanen hadde lavere beregnet enn målt alkalitet. En hypotese for hvorfor det ble lavere beregnet enn målt alkalitet kan være et mulig basisk bidrag fra Mnⁿ⁺ som ikke ble inkludert i Σbasekationer*. Det ble kvalitativt bevist at det var Mnⁿ⁺ i Golfbanebekken, men ettersom Mnⁿ⁺ ikke ble målt kvantitativt kan ikke eventuelle bidrag bestemmes. Det kan derimot ikke utelukkes at et større datasett med flere observasjoner ville gitt et forholdstall som ikke var ulikt 1.

Korrelasjonen mellom målt og beregnet alkalitet tydet på at Σbasekationer* fungerte godt som et estimat på opprinnelig alkalitet. Fordi toksisiteten av jern er pH-avhengig, og pH styres av alkaliteten er det derfor viktig å kunne undersøke hvordan forsuring påvirker pH.

SO₄²⁻* burde gi et bidrag til Fe(#/-), men det ble ikke funnet en signifikant korrelasjon mellom ionene. Dette var fordi Feⁿ⁺ ble utfelt og sedimentert i bunnen av bekken, og dermed resulterte i en betydelig reduksjon i mengden Feⁿ⁺ som ble inkludert under prøvetaking. 12-4-18 gjødsel inneholder 9.1% svovel, noe som også vil kunne resultere i en svakere korrelasjon. Fordi SO₄²⁻* hadde en sterk korrelasjon til alkalitetstap og basekationer*, tydet det på at om det ble tilført svovel har det blitt oksidert til H₂SO₄. Tilførselen av svovel er derimot ukjent så det er ikke mulig å bruke det

støkiometriske forholdet mellom Fe^{n+} og SO_4^{2-} til å kunne beregne hvor mye Fe^{n+} som ble produsert fra pyrittoksidasjon.

Fe^{2+} vil kunne felles som både FeCO_3 og $\text{Fe}(\text{OH})_2$. Det ble derimot ikke målt høy nok pH til å få hydroksidutfellinger for Fe^{2+} (Fig. 5.7). Ved 10% av målingene var vannet mettet på FeCO_3 , det gjaldt kun Golf-1, -4 og -7. Observasjonene tydet på at det nesten bare vil være utfellinger av $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Løseligheten av Fe^{n+} -kompleksene reduseres ved synkende temperatur (Vedlegg 4). Da løseligheten til de ulike jernkompleksene ble beregnet med hensyn på temperatur resulterte det i ingen betydelig endring i løseligheten.

Det ble observert stillestående vann i Golf-1 03.11.23. Den samme dagen ble det også målt ekstremverdier for $\text{Fe}(\#/-)$ på henholdsvis 10.8 og 14.9 mg/L og pH på 6.24. I bunnen av dammen ble det observert et tydelig lag med utfelt jern. Ved denne pH-en vil det dominerende utfelte Fe^{2+} være FeCO_3 (Fig. 5.6). Ettersom det var stillestående vann, kunne en likevekt mellom utfelt og oppløst FeCO_3 innstilles, som forklarer de høye konsentrasjonene av jern. Det ble i tillegg målt 53 $\mu\text{g/L}$ NO_3^- -N og beregnet en negativ forsuring (Fig. 5.6a). En hypotese for den negative forsuringen, kan være ionebytting mellom NO_3^- og OH^- ved opptak av NO_3^- til planter (Fig. 3.2).

Mississippi- og Møllebekken er de to gytebekkene som brukes av ørreten i dag. Det ble målt 0.06 ± 0.03 (n=8) og 0.02 (n=1) mg/L $\text{Fe}(\#)$ i henholdsvis Mississippi- og Møllebekken, som er under maksimal anbefalt grense for oppløst jern (<0.15 mg/L Fe^{n+}) for fiskeoppdrett i USA (Piper *et al.*, 1982). Undersøkelsen gjort av Holtan (1985) viste betydelig høyere verdier av jern i Mississippi-bekken enn det ble målt i denne studien. Jernet ble trolig målt uten filtrering, men dette er ikke spesifisert i rapporten. Jernkonsentrasjonene som ble målt i Mississippibekken i løpet av denne oppgaven er lavere enn tidligere målinger.

pH og organisk materiale har stor betydning for toksisiteten av jern for fisk, slik som toksisiteten til Al^{n+} endres med pH og tilgjengelig organisk materiale. I et forsøk gjort av Peuranen *et al.* (1994) ble det ikke funnet cellulære skader hos ørret i vann med 1.7 mg/L Fe^{2+} , 175 mg Pt/L og pH 6.00. Den samme studien fant også noen cellulære skader og fiskedød ved, 0.8 mg/L Fe^{2+} , 10 mg Pt/L og pH 6.00. Det ble ikke spesifisert om prøvene ble filtrert før fargetallet ble målt, men det ble trolig målt uten filtrering. Fargetallet i Golfbanebekken kan derfor ikke sammenlignes direkte med funnene til Peuranen *et al.* (1994).

Prøvene fra Golfbanebekken hadde et gjennomsnittlig lavt fargetall (farge(#)) 37 ± 26 mg Pt/L, n=65), men med pH på 6.73 ± 0.56 (n=65). 96-hr-LC50 for Fe^{2+} ved pH 6.0 er 0.48 mg/L Fe^{2+} (Decker og Menendez, 1974). Ettersom pH i det nye løpet til Golfbanebekken er høyere enn 6.0, settes akseptansgrensen på <0.5 mg/L Fe^{2+} .

Det ble ikke målt labilt aluminium, men ettersom det ble målt en gjennomsnittlig pH på 6.73 i tillegg til høye konsentrasjoner av kalsium tyder det på at aluminiumet stort sett er ufarlig og vil derfor være ubetydelig for fisken (Brown, 1981).

Vannet i Golfbanebekken var generelt overmettet med CO_2 , noe som også ble observert ved dannelse av gassbobler på innsiden av prøveflaskene. Golf-4 derimot var betydelig mindre mettet med CO_2 , som kan skyldes avgassing av CO_2 ved den store dammen. Avgassing av CO_2 kan forklare hvorfor pH i Golf-4 var markant høyere enn resten av Golfbanebekken. Ved stigende pH vil løseligheten av jernkomplekser bli lavere (Fig. 3.4a og b), i tillegg til å redusere toksisiteten av jern for ørret.

Det er anbefalt for fiskeoppdrett å ha <15 mg/L oppløst CO₂ (Piper *et al.*, 1982). Beregningene viste at Mississippibekken hadde gjennomsnittlig 8±2 (n=8) mg/L CO₂ oppløst i vannet. Hovedløpet til Golfbanebekken hadde derimot 15±8 (n=33) mg/L oppløst CO₂. De høye verdiene for oppløst CO₂ kan skyldes at vannet fra de ulike stasjonene har vært i rør hvor det ikke var mulighet for avgassing. Golfbanebekken overskred kravet for oppløst CO₂, men ettersom det har vært observert vanddyr blant de ulike stasjonene tyder det på at det ikke var livstruende konsentrasjoner av oppløst CO₂.

NO₃⁻ og PO₄³⁻ er ikke farlig for fisk, men tilførselen vil derimot kunne skape problemer for fisken via eutrofiering. Miljødirektoratet definerte vannkvalitet som svært dårlig hvis TOT-N og TOT-P er over henholdsvis 2025 og 98 µg/L (Iversen og Sandøy, 2018). Alle prøvestasjonene på golfbanen overskrider grensene. Det betyr at Golfbanebekken er svært utsatt for eutrofiering. Basert på estimert årsvannføring (Vedlegg 3) kommer det ca. 30 tonn fullgjødsel hvert år fra rørene. Det er ukjent hvor stor del av gjødselen som blir tatt opp av planter, men dersom bare 10% ikke tas opp tilsvarer det 300 tonn gjødsel hvert år. For å begrense risikoen for eutrofiering bør utslippene av nærings saltene begrenses. Eutrofieringen vil kunne gi økt algevekst i bekken i tillegg til gjengroing med planter. Golfbanebekken viser allerede tegn til eutrofiering da Golf-5 er nesten tilgrodd med gress i vannet (Fig. 2.4).

6.3 – Forslag til nytt løp

Kulebergbekken har for lav vannføring til å kunne bli en egen gytebekk og bør derfor overføres til Golfbanebekken for å øke den totale vannføringen. Kulebergbekken kan være rørlagt frem til den møter Golfbanebekken.

Beregningene viste at et samlet løp mellom Golf-1, -2, -3, -4 og Kulebergbekken vil ha lignende kjemi som Mississippi- og Møllebekken (Tab. 5.4). Det vil være mer oppløst Fe²⁺, samt lavere pH enn Mississippi- og Møllebekken, men fargetallet vil også være høyere. Estimeringene viste at det nye løpet vil ha en gjennomsnittlig konsentrasjon på 0.26 mg/L Fe²⁺. Dette er 1.7x ganger høyere enn det er anbefalt for fiskeoppdrett. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen er under akseptansgrensen på <0.5 mg/L. Det vil derimot være en betydelig lavere vannføring dersom delfelt 5 og 7 ekskluderes. Kulebergbekken og Golf-3 var begge tørre i løpet av sommeren 2023. Det kan bety at det nye løpet er betydelig utsatt for variasjon i vannføring.

Ved å la løpet gå i skogholtet ved Golf-4 (Fig. 6.1) vil det kunne ha en positive effekter på pH fordi NO₃⁻ kan bli tatt opp av planter og erstattet med OH⁻ (Fig. 3.2). Den økte pH-en vil ha positive effekter vannkvaliteten og redusere toksisiteten av Fe²⁺.

Ettersom det nye løpet må krysse delfelt 5 og 7 kan løpet til bekken lages med sement eller betong slik at tilførselen av jern fra de to delfeltene blir unngått. Dersom bidragene fra de to delfeltene inkluderes blir bekken trolig for jernforurenset til at ørreten kan benytte den som gytebekk. Vannkjemien i Golf-6 var lik vannkjemien i Mississippibekken (0.13±0.10 mg/L Fe²⁺). Til tross for at Golf-6 er en del av delfelt 7, kan vann fra denne stasjonen inkluderes i det nye løpet siden vannkjemien til Golf-6 ikke er skadelig for ørret. Vannet fra delfelt 5 og 7 kan bli drenert ned i rør eller i kloakken og dermed bli ekskludert fra det nye løpet. Før det lages nytt løp til Golfbanebekken bør en landskapsarkitekt vurdere høyden i landskapet, slik at bekken får et naturlig løp



Figur 6.1: Forslag til nytt løp for Golfbanebekken (grønt). Området markert i rødt er kraftig påvirket av jern og bidragene fra feltet til Golfbanebekken bør ekskluderes. Den gule linjen viser forslag til hvor Kulebergbekken kan være rørlagt.

Den store tilførselen av jern fra delfelt 5 og 7 stammer trolig fra graving da golfbanen ble laget. Gravingen kan ha eksponert pyritten for oksygen og dermed startet oksidasjonsprosessen (Fig. 3.3). De andre stasjonene på golfbanen kan enten ha blitt gravd lite i eller blitt fylt igjen med ekstra jord som begrenset pyrittens tilgang på oksygen. Det ble ikke tatt prøver av berggrunnen, men prøvene hentet fra Golf-5 og -7 indikerte at 87% av den totale jerntilførselen kommer fra de to delfeltene (Tab. 5.3). Det er derfor viktig at det blir gravd så lite som mulig når det lages et nytt løp.

7 Konklusjon

Vannkjemien i Golfbanebekken er sterkt påvirket av tilførsel av ioner fra landbruket. Ca^{2+} , Mg^{2+} og K^+ har betydelige geologiske kilder som gir et bidrag til alkaliteten i bekkene, men blir trolig også tilført fra gjødsling i ulik grad.

Landbruket har trolig brukt fullgjødsel med NH_4NO_3 , noe som kan ha oksidert til HNO_3 og gitt forsuring. Det er derimot ikke mulig å konkludere med hvorfor NO_3^- korrelerer med forsuring eller Ca^{2+} på grunn av få observasjoner og betydelig samvarians.

Tilførselen av næringsalter som NO_3^- og PO_4^{3-} bør begrenses så mye som mulig for å redusere risikoen av at Golfbanebekken blir utsatt for eutrofiering. Det bør i tillegg sjekkes opp i årsaken til de ekstreme utslippene av nitrat fra landbruket, ettersom det tilsvarer utslipp på ca. 30 tonn med gjødsel fra rørene hvert år.

Sammenlignet med Mississippibekken er Golfbanebekken kraftig jernforurenset og i nåværende tilstand er bekken ikke passende for ørret. Delfelt 5 og 7 gir det største bidraget til jernkonsentrasjonen i Golfbanebekken. Skal det lages et nytt løp bør delfelt 5 og 7 derfor ekskluderes for å redusere jerntilførselen. Siden oksidasjonen av pyritt kan øke ved arbeid i nedslagsfeltet bør det graves så lite som mulig.

Legges Golfbanebekken inne i skogholtet ved Golf-4 vil det trolig ha positive effekter på pH. Samles Kulebergbekken sammen med Golf-1, -2, -3, -4 og -6 på golfbanen vil det nye løpet ha en gjennomsnittlig vannføring på 8.1 L/s, 0.26 mg/L Fe^{2+} , 40 mg Pt/L og pH på 6.83. Det nye løpet vil trolig kunne brukes av ørreten som gytebekk.

8 Referanseliste

- Aas, W., Berglen, T.F., Eckhardt, S., Fiebig, M., Solberg, S., Yttri, K.E., 2022. Monitoring og long-range transported air pollutants (Monitoring of air quality). NILU.
- Aspervik - Sildre, 2024. URL https://sildre.nve.no/station/29.4.0?29.4.0_tab=2 (Hentet 14.04.24).
- Austnes, K., Hjermann, D.Ø., Sample, J., Wright, R.F., Øyvind, K., de Wit, H., 2022. Nitrogen in surface waters: time trends and geographical patterns explained by deposition levels and catchment characteristics. Norwegian Institute for Water Research.
- Bedrock, 2021. URL https://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/?lang=eng (Hentet 23.02.24).
- Berg, E., 1973. Melding om fiskeribiologiske granskinger i Rogaland i 1972 - Store Stokkavatn. Rogaland Skogselskap.
- Bergholm, A., 1996. Oxidation of pyrite. U.S Department of the Interior.
- Boguta, P., D’Orazio, V., Senesi, N., Sokołowska, Z., Szweczek-Karpisz, K., 2019. Insight into the interaction mechanism of iron ions with soil humic acids. The effect of the pH and chemical properties of humic acids. *Journal of Environmental Management* 245, 367–374. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.098>
- Bohn, H.L., Barrow, N.J., Rajan, S.S.S., Parfitt, R.L., 2015. Reactions of Inorganic Sulfur in Soils. *Soil Science Society of America*, pp. 233–249. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr27.c7>
- Brenner, F.J., Cooper, W.L., 1978. Effect of Suspended Iron Hydroxide on the Hatchability and Embryonic Development of the Coho Salmon. *Ohio J. Sci.* 78.
- Brezonik, P., Arnold, W., 2011. Water Chemistry: An Introduction to the Chemistry of Natural and Engineered Aquatic Systems. Oxford University Press, USA.
- Brown, D.J.A., 1981. The effects of various cations on the survival of brown trout, *Salmo trutta* at low pHs. *Journal of Fish Biology* 18, 31–40. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1981.tb03756.x>
- Cardona, I., Park, H.I., Lin, L., 2016. Improved COD Measurements for Organic Content in Flowback Water with High Chloride Concentrations. *Water Environment Research* 88, 210–216. <https://doi.org/10.2175/106143016X14504669767571>
- Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., Eaton, A.D., 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th Edition. ed. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation.
- Dalzell, D.J.B., Macfarlane, N.A.A., 1999. The toxicity of iron to brown trout and effects on the gills: a comparison of two grades of iron sulphate. *Journal of Fish Biology*.
- Decker, C., Menendez, R., 1974. Acute Toxicity of Iron and Aluminium to Brook Trout. West Virginia Department of Natural Resources, pp. 159–167.
- Dr. Axel W. Bier, U.D. Introduction to Ion-selective Measurement.
- Enge, E., 2023. Golfbanebekken - notat fra befarig & vannprøvehenting 02.03.23. Stavanger.
- Enge, E., 2022. Vannkjemi i RSK’s reguleringsmagasiner egnethet for fiskebestander (Oppdragsgiver Lyse Kraft DA).
- Enge, E., 2019. Long-term stability of water samples - reanalysis of 20-year-old unpreserved samples. *Fundamentals and Applied Limnology* 193, 167–171.
- Enge, E., van der Hoeven, H., Kommedal, R., 2021. Stability of pH, conductivity and alkalinity in dilute clear water samples exposed to various environmental conditions. *Fundamentals and Applied Limnology* 195, 211–219.
- Farina, M., Avila, D.S., da Rocha, J.B.T., Aschner, M., 2013. Metals, oxidative stress and neurodegeneration: A focus on iron, manganese and mercury. *Neurochemistry International, Special Issue: Oxidative Stress and Neurodegeneration* 62, 575–594. <https://doi.org/10.1016/j.neuint.2012.12.006>
- Fish, J.T., 2009. Groundwater water treatment for iron and manganese reduction and fish rearing studies applied to the design of the Ruth Burnett Sport Fish Hatchery, Fairbanks, Alaska. *Aquacultural Engineering* 41, 97–108. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2009.06.005>

- Garzón, E., Romero, E., Sánchez-Soto, P.J., 2016. Correlation between chemical and mineralogical characteristics and permeability of phyllite clays using multivariate statistical analysis. *Applied Clay Science* 129, 92–101. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.05.008>
- Gayle, B.P., Boardman, G.D., Sherrard, J.H., Benoit, R.E., 1989. Biological Denitrification of Water. *Journal of Environmental Engineering* 115, 930–943. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1989\)115:5\(930\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1989)115:5(930))
- Gensemer, R.W., Playle, R.C., 1999. The Bioavailability and Toxicity of Aluminum in Aquatic Environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29, 315–450. <https://doi.org/10.1080/10643389991259245>
- Goswami, D.C., Kalita, H., 1988. Rapid Determination of Iron in Water by Modified Thiocyanate Method. *Defence Science Journal* 38, 177–182. <https://doi.org/10.14429/dsj.38.4835>
- Grant, L., Schneider, T., 2013. Air Pollution by Nitrogen Oxides. *Elsevier*.
- Henriksen A, 1982. Alkalinity and precipitation research. *VATTEN*, 38: 83-85.
- Henriksen, A., 1979. A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. *Nature* 278, 542–545. <https://doi.org/10.1038/278542a0>
- Hindar, A., Henriksen, A., Kaste, Ø., Tørseth, K., 1995. Extreme acidification in small catchments in southwestern Norway associated with a sea salt episode. *Water Air Soil Pollution* 85, 547–552. <https://doi.org/10.1007/BF00476886>
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K., Semb, A., 1994. Acid water and fish death. *Nature* 372, 327–328. <https://doi.org/10.1038/372327b0>
- Holtan, H., 1985. Store Stokkavatn. Beskrivelse av forurensnings-situasjonen. NIVA, Stavanger.
- Hughes, G.M., Morgan, M., 1973. The Structure of Fish Gills in Relation to Their Respiratory Function. *Biological Reviews* 48, 419–475. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1973.tb01009.x>
- Ingman, F., Ringbom, A., 1966. Spectrophotometric determination of small amounts of magnesium and calcium employing Calmagite. *Microchemical Journal* 10, 545–553. [https://doi.org/10.1016/0026-265X\(66\)90239-6](https://doi.org/10.1016/0026-265X(66)90239-6)
- Iversen, A., Sandøy, S., 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann (Veileder). Miljødirektoratet, Trondheim.
- Kelly, W.R., Panno, S.V., Hackley, K., 2012. The Sources, Distribution, and Trends of Chloride in the Waters of Illinois.
- Klubben – Stavanger Golfklubb, 1956. URL <https://www.sgk.no/om-klubben/> (accessed 2.10.24).
- Kolle, V., 2024. (Pers. Medd.): Bachelor student ved UiS.
- Kroglund, F., Rosseland, B.O., Teien, H.-C., Salbu, B., Kristensen, T., Finstad, B., 2008. Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes. *Hydrology and Earth System Sciences* 12, 491–507. <https://doi.org/10.5194/hess-12-491-2008>
- Kuma, K., Katsumoto, A., Nishioka, J., Matsunaga, K., 1998. Size-fractionated Iron Concentrations and Fe(III) Hydroxide Solubilities in Various Coastal Waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47, 275–283. <https://doi.org/10.1006/ecss.1998.0355>
- Lappivaara, J., Kiviniemi, A., Oikari, A., 1999. Bioaccumulation and Subchronic Physiological Effects of Waterborne Iron Overload on Whitefish Exposed in Humic and Nonhumic Water. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 37, 196–204. <https://doi.org/10.1007/s002449900506>
- Larsen, A.K.E., 2015. Feltspatgruppen - en kort presentasjon.
- Laxen, D.P.H., Chandler, I.M., 1983. Size distribution of iron and manganese species in freshwaters. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 47, 731–741. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(83\)90107-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(83)90107-2)
- Levi, S., Rovida, E., 2008. The role of iron in mitochondrial function. *Elsevier* 629–636.
- Lewis, G.N., Randall, M., 1921. The Activity Coefficient of Strong Electrolytes. *Journal of the American Chemical Society* 43, 1112–1154. <https://doi.org/10.1021/ja01438a014>

- Morales, G.A., Azcuy, R.L., Casaretto, M.E., Márquez, L., Hernández, A.J., Gómez, F., Koppe, W., Mereu, A., 2018. Effect of different inorganic phosphorus sources on growth performance, digestibility, retention efficiency and discharge of nutrients in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 495, 568–574. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.06.036>
- Mylona, S., 1996. Sulphur dioxide emissions in Europe 1880-1991 and their effect on sulphur concentrations and depositions. *Tellus B* 48, 662–689. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.1996.t01-2-00005.x>
- Nordstrom, D.K., 2009. Acid rock drainage and climate change. *Journal of Geochemical Exploration* 100, 97–104. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.08.002>
- Norsk Standard, 1984. Vannundersøkelse - Bestemmelse av totalfosfor - oppslutning med peroksodisulfat.
- NS-EN ISO 7887:2011, 2011. URL <https://handle.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=523202> (Hentet 11.11.23).
- NVE Atlas, 2023. URL <https://atlas.nve.no/Html5Viewer/index.html?viewer=nveatlas#> (Hentet 28.02.24).
- Peuranen, S., Vuorinen, P.J., Vuorinen, M., Hollender, A., 1994. The effects of iron, humic acids and low pH on the gills and physiology of Brown Trout (*Salmo trutta*). *Finnish Zoological and Botanical Publishing Board* 31.
- Piper, R.G., Bowen, J.T., Kendall, R., 1982. Fish Hatchery Management. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.
- Playle, R.C., Wood, C.M., 1989. Water chemistry changes in the gill micro-environment of rainbow trout: experimental observations and theory. *Journal of Comparative Physiology* 159, 527–537. <https://doi.org/10.1007/BF00694377>
- Postgate, J., 1959. Sulphate Reduction by Bacteria. *Annual Review of Microbiology* 13, 505–520. <https://doi.org/10.1146/annurev.mi.13.100159.002445>
- Raikos, N., Fytianos, K., Samara, C., Samanidou, V., 1988. Comparative Study of Different Techniques for Nitrate Determination in Environmental Water Samples. *Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie* 331. <https://doi.org/10.1007/BF00467037>
- Reuss, J.O., Johnson, D.W., 1986. Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters.
- Rysgaard, S., Risgaard-Petersen, N., Niels Peter, S., Kim, J., Lars Peter, N., 1994. Oxygen regulation of nitrification and denitrification in sediments. *Limnology & Oceanography* 39, 1643–1652. <https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.7.1643>
- Sand-Jensen, K., 2013. Freshwater Ecosystems, Human Impact on, in: Encyclopedia of Biodiversity. Elsevier, pp. 570–586. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00369-5>
- Sasaki, K., Tsunekawa, M., Ohtsuka, T., Konno, H., 1998. The role of sulfur-oxidizing bacteria *Thiobacillus thiooxidans* in pyrite weathering. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 133, 269–278. [https://doi.org/10.1016/S0927-7757\(97\)00200-8](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(97)00200-8)
- Singh, M., Barman, A.S., Devi, A.L., Devi, A.G., Pandey, P.K., 2019. Iron mediated hematological, oxidative and histological alterations in freshwater fish *Labeo rohita*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 170, 87–97. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.129>
- Skowron, P., Skowronska, M., Bronowicka-Mielniczuk, U., Filipek, T., Igras, J., Kowalczyk-Juško, A., Krzepińko, A., 2018. Anthropogenic sources of potassium in surface water: The case study of the Bystrzyca river catchment, Poland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 265, 454–460. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.006>
- Smith, E.J., Sykora, J.L., Shapiro, M.A., 1973. Effect of Lime Neutralized Iron Hydroxide Suspensions on Survival, Growth, and Reproduction of the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 30, 1147–1153. <https://doi.org/10.1139/f73-185>
- Snoeyink, V.L., Jenkins, D., 1980. Water Chemistry. John Wiley & Sons.
- Staveland, K., Gjerstad, K.O., 1984. Vannovervåking av store Stokkavatn 1977-1983 (Byveterinæren i Stavanger).

- Steffens, W., Mattheis, Th., Riedel, M., 1993. Field observations on the production of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) under high concentrations of water-borne iron. *Aquatic Science* 55, 173–178. <https://doi.org/10.1007/BF00877446>
- Stensland, A., 2023. Fyllitt fra Rogaland kan potensielt lekke ut tungmetaller. Statsforvaltaren i Rogaland. URL <https://www.statsforvalteren.no/nn/Rogaland/Miljo-og-klima/Forureining/fyllitt-fra-rogaland-kan-potensielt-lekke-ut-tungmetaller/> (Hentet 14.02.24).
- Stølen, C., 2019. Effects of rockfill dams and rock dumps on downstream water chemistry. MSc-oppgave, Stavanger.
- Stormer, J., Jensen, F.B., Rankin, J.C., 1996. Uptake of nitrite, nitrate, and bromide in rainbow trout, (*Oncorhynchus mykiss*): effects on ionic balance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 1943–1950. <https://doi.org/10.1139/f96-142>
- Stumm, W., Morgan, J.J., 2013. *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. John Wiley & Sons.
- Stumm, W., Morgan, J.J., 1981. *Aquatic Chemistry: An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*, 2nd Ed. ed. John Wiley & Sons.
- Sverdrup, U.H., 1990. *The Kinetics of Base Cation Release Due to Chemical Weathering*. University Press, Lund.
- Teien, H.C., Andrén, C.M., Kroglund, F., Salbu, B., 2005. Changes in gill reactivity of aluminium species following liming of an acid and aluminium-rich humic water. *SIL Proceedings, 1922-2010* 29, 837–840. <https://doi.org/10.1080/03680770.2005.11902797>
- Van Miegroet, H., Cole, D.W., 1984. The Impact of Nitrification on Soil Acidification and Cation Leaching in a Red Alder Ecosystem. *Journal of Environmental Quality* 13, 586–590. <https://doi.org/10.2134/jeq1984.00472425001300040015x>
- Vogel, A.I., Jeffery, G.H., 1961. (Arthur Israel) Vogel's textbook of quantitative chemical analysis., 3rd edition. ed. Longman, Harlow.
- Wepener, V., Van Vuren, J.H.J., Du Preez, H.H., 1992. Effect of Manganese and Iron at a Neutral and Acidic pH on the Hematology of the Banded Tilapia (*Tilapia sparrmanii*). *Environmental Contamination and Toxicology* 613–619.
- Wiklander, L., 1975. The role of neutral salts in the ion exchange between acid precipitation and soil. *Geoderma* 14, 93–105. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(75\)90068-3](https://doi.org/10.1016/0016-7061(75)90068-3)
- Witters, H.E., Van Puymbroeck, S., Vangenechten, J.H.D., Vanderborght, O.L.J., 1990. The effect of humic substances on the toxicity of aluminium to adult rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Journal of Fish Biology* 37, 43–53. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb05925.x>
- Wright, R.F., Henriksen, A., 1978. Chemistry of small Norwegian lakes, with special reference to acid precipitation 1. *Limnology and Oceanography* 23, 487–498. <https://doi.org/10.4319/lo.1978.23.3.0487>
- YaraMila® FULLGJØDSEL® - Komplette gjødselløsninger for optimal vekst, 2017. Yara Norge. URL <https://www.yara.no/gjoedsel/gjoedselsortiment/yaramila/> (Hentet 15.04.24).

Vedlegg 1

Rådata

Lokalitet	Dato	pH	Kond.	Farge(#)	Farge(-)	ALK	Ca	Cl	Na	Al	SO4	Mg	NO3	K	Fe(#)	Fe(-)	PO4(#)	TOF-P	COD	NH3	TOF-Kat
			µS/cm	mg Pt/L	mg Pt/L	µekv/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg N/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg P/L	µg P/L	mg/L	mg N/L	mg Na/L
Golf-1	16.04.23	6.25	244	38	58	340	19	21	14	17	40	6.2	4.8	3.3	0.41	0.65	4	-	-	-	56
Golf-2	16.04.23	6.98	268	9.0	9.0	610	19	32	19	14	31	5.8	3.9	3.4	0.10	0.13	3	-	-	-	58
Golf-3	16.04.23	6.80	371	2.0	2.0	2010	45	26	16	<5.0	53	6.3	7.8	4.4	0.03	0.02	3	-	-	-	80
Golf-4	16.04.23	7.56	436	14	27	710	46	25	14	5.0	54	11	21	12	0.14	0.34	5	-	-	-	92
Golf-5	16.04.23	6.65	392	29	58	920	38	27	16	<5.0	49	8.8	6.6	8.8	2.5	2.5	12	-	-	-	82
Golf-6	16.04.23	6.75	212	4.0	20	510	16	27	15	<5.0	32	4.9	1.2	1.9	0.08	0.4	3	-	-	-	48
Golf-7	16.04.23	6.80	337	27	65	900	31	26	16	5.0	42	7.2	8.5	6.2	2.4	2.5	9	-	-	-	71
Kulebergbekken	16.04.23	7.20	237	18	24	840	19	26	17	<5.0	29	6.2	1.9	2.7	0.29	0.39	6	-	-	-	54
Mississippibekken	16.04.23	7.26	511	4.0	17	1140	52	59	33	5.0	99	10	1.6	5.5	0.10	0.22	9	-	-	-	110
Golf-4	04.05.23	8.68	404	8.0	13	770	41	22	16	11	50	10	23	12	0.17	0.32	6	-	-	-	-
Golf-5	04.05.23	6.69	357	12	16	960	34	24	16	6.0	49	8.5	7.4	8.4	2.2	2.5	6	-	-	-	-
Golf-1	18.05.23	7.10	234	31	60	500	19	20	15	8.0	38	6.2	4.0	3.4	0.13	0.42	2	-	-	-	-
Golf-2	18.05.23	1.13	277	6.0	11	660	21	28	19	<5.0	33	6.5	5.5	3.8	0.07	0.12	4	-	-	-	-
Golf-3	18.05.23	6.89	391	0.0	20	2090	50	19	14	10	61	8.2	2.3	4.7	0.03	0.16	3	-	-	-	-
Golf-4	18.05.23	8.31	436	15	34	830	45	23	15	6.0	58	12	20	12	0.11	0.25	4	-	-	-	-
Golf-5	18.05.23	6.57	382	49	70	1070	38	25	15	15	50	11	12	8.0	2.2	2.5	9	-	-	-	-
Golf-6	18.05.23	6.84	221	3.0	12	620	18	24	14	<5.0	30	4.8	8.1	2.1	0.1	0.15	4	-	-	-	-
Golf-7	18.05.23	6.77	344	40	82	1050	33	24	16	5.0	45	8.5	7.7	6.3	1.8	2.6	5	-	-	-	-
Kulebergbekken	18.05.23	7.17	237	14	22	840	20	24	17	<5.0	29	5.9	2.0	3.1	0.12	0.18	5	-	-	-	-
Mississippibekken	18.05.23	7.30	518	9.0	22	1190	52	57	35	17	104	13	1.1	5.3	0.12	0.22	9	-	-	-	-
Golf-I innløp dam S	18.05.23	7.43	369	9.0	13	-	-	-	-	-	-	-	14	-	0.08	0.13	9	-	-	-	-
Golf-II innløp dam N	18.05.23	7.21	492	14	52	-	-	-	-	-	-	-	27	-	0.05	0.28	21	-	-	-	-
Golf-III søpe	18.05.23	6.99	206	46	342	-	-	-	-	-	-	-	0.82	-	0.48	13	4	-	-	-	-
Golf-IV flere rør	18.05.23	6.97	546	13	25	-	-	-	-	-	-	-	33	-	0.08	0.22	66	-	-	-	-
Golf-1	11.06.23	6.31	270	61	128	758	26	21	13	13	49	6.8	3.8	3.1	1.1	4.8	4	-	-	-	-
Golf-2	11.06.23	7.10	265	6.0	7.0	377	24	25	17	9.0	32	5.8	8.5	5.9	0.03	0.05	7	-	-	-	-
Golf-3	11.06.23	Tørr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Golf-4	11.06.23	8.91	367	25	40	820	40	24	14	14	48	9.5	14	8.9	0.14	0.2	3	-	-	-	-
Golf-5	11.06.23	6.66	360	38	50	1304	37	27	17	18	45	8.3	8.4	6.3	2.4	2.9	9	-	-	-	-
Golf-6	11.06.23	6.67	216	13	21	755	19	25	14	6.0	31	4.7	0.41	1.7	0.06	0.12	3	-	-	-	-
Golf-7	11.06.23	6.92	333	26	129	1335	33	26	17	21	43	7.4	4.1	5.1	0.17	3.6	3	-	-	-	-
Kulebergbekken	11.06.23	Tørr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mississippibekken	11.06.23	7.28	605	8.0	51	1596	65	63	37	24	133	14	1.1	6.9	0.03	0.71	7	-	-	-	-
Golf-1	16.08.23	5.71	178	48	81	357	12	22	15	43	24	3.7	1.5	2.2	0.40	0.97	3	130	-	-	46
Golf-2	16.08.23	6.11	206	35	42	526	15	24	16	47	30	4.0	2.0	4.1	0.17	0.26	6	110	-	-	48
Golf-3	16.08.23	6.69	339	20	36	1549	39	18	14	<5.0	64	6.6	1.4	9.1	0.09	0.45	6	370	-	-	75
Golf-4	16.08.23	6.53	359	68	276	860	41	20	13	32	38	7.1	16	10	0.39	1.5	22	320	-	-	77
Golf-5	16.08.23	6.61	369	57	260	886	42	22	14	21	40	8.0	16	9.6	0.40	1.5	14	290	-	-	79
Golf-6	16.08.23	6.18	172	22	35	405	12	21	12	16	21	3.4	1.9	3.1	0.09	0.22	5	97	-	-	39
Golf-7	16.08.23	6.47	309	51	219	807	32	21	13	30	37	5.2	10	7.3	0.86	2	11	210	-	-	66
Kulebergbekken	16.08.23	6.86	280	36	52	568	27	24	14	14	19	5.3	14	4.3	0.40	0.64	8	47	-	-	62
Mississippibekken	16.08.23	7.09	485	8.0	15	1223	56	40	26	11	113	9.4	2.1	5.9	0.06	0.16	12	130	-	-	107
Golf-1	16.09.23	5.74	100	83	156	294	5.4	14	9.4	56	11	2.5	-	2.0	0.58	1.3	2	72	-	-	51
Golf-2	16.09.23	6.16	188	66	91	588	14	19	13	43	26	3.5	1.6	4.1	0.35	0.54	8	62	-	-	-
Golf-3	16.09.23	6.88	366	30	81	1805	41	16	13	<5.0	68	6.3	1.1	11	0.28	1.1	4	91	-	-	-
Golf-4	16.09.23	6.47	196	130	195	576	18	13	8.6	64	31	3.8	4.5	6.9	0.50	0.79	41	170	-	-	-
Golf-5	16.09.23	6.57	270	97	169	674	27	16	10	28	35	5.3	7.6	10	0.49	0.94	40	170	-	-	-
Golf-6	16.09.23	6.13	153	50	90	390	10	15	9.7	23	24	3.7	0.89	3.7	0.21	1.0	8	93	-	-	-
Golf-7	16.09.23	6.48	248	82	162	662	23	16	10	36	34	4.2	5.1	8.3	0.95	1.7	24	130	-	-	-
Kulebergbekken	16.09.23	7.01	233	43	76	734	21	16	12	19	21	5.9	8.5	4.7	0.33	0.61	9	76	-	-	-
Mississippibekken	16.09.23	6.92	225	17	35	687	22	17	12	5.0	43	5.5	0.81	2.8	0.09	0.19	22	88	-	-	-

Lokalitet	Dato	pH	Kond. µS/cm	Farget(%) mg Pt/L	Farget(-) mg Pt/L	ALK µekv /L	Ca mg/L	Cl mg/L	Na mg/L	Al µg/L	SO4 mg/L	Mg mg/L	NO3 mg N/L	K mg/L	Fe(II) mg/L	Fe(-) mg/L	PO4(II) µg P/L	TOT-P µg P/L	COD mg/L	NH3 mg N/L	TOT-Kat mg Nb/L	
Golf-1	07.10.23	5.77	121	46	94	249	5.7	17	12	57	14	1.9	0.32	1.3	0.74	1.5	0	29	-	-	28	
Golf-2	07.10.23	6.28	214	38	49	548	13	26	17	63	26	3.8	1.6	3.4	0.30	0.46	0	25	-	-	46	
Golf-3	07.10.23	6.71	409	13	32	2398	47	18	14	<5.0	59	2.9	1.0	6.6	0.07	0.53	0	21	-	-	91	
Golf-4	07.10.23	6.99	440	44	129	1242	54	20	12	30	40	12	22	13	0.14	0.55	62	200	-	-	94	
Golf-5	07.10.23	6.72	364	61	125	1041	42	20	12	32	36	8.9	14	10	0.40	0.89	25	130	42	-	78	
Golf-6	07.10.23	6.11	159	28	41	347	11	20	17	29	21	3.2	1.2	2.8	0.11	0.29	0	32	-	-	36	
Golf-7	07.10.23	6.59	305	60	127	904	30	20	12	39	33	5.8	9.1	7.5	0.87	1.7	14	93	40	-	67	
Kulebergbekken	07.10.23	7.01	220	34	82	733	21	18	12	35	16	5.2	6.0	4.2	0.49	0.85	7	160	-	-	50	
Mississippibekken	07.10.23	7.12	360	8.0	14	1127	41	24	18	7.0	78	7.3	1.2	4.5	0.05	0.13	4	120	19	-	81	
Rør-A	07.10.23	6.99	626	24	95	1619	87	20	11	31	40	14	45	15	0.06	0.31	36	300	35	0.1	140	
Rør-B	07.10.23	6.78	534	29	72	1094	65	25	14	17	63	13	28	23	0.03	0.15	280	460	29	0.25	120	
Rør-C	07.10.23	7.25	627	24	76	1583	94	20	10	26	38	15	44	15	0.04	0.41	46	230	43	0.13	140	
Golf-1	03.11.23	6.24	186	43	215	993	10	18	13	58	19	2.1	0.05	2.2	11	15	5	54	39	-	39	
Golf-2	03.11.23	6.45	245	15	26	660	17	26	18	14	26	5.6	3.0	3.5	0.18	0.33	2	6	-	-	49	
Golf-3	03.11.23	6.68	361	6.0	23	1987	43	21	15	<5.0	46	6.5	0.60	5.6	0.02	0.32	2	6	26	0.22	77	
Golf-4	03.11.23	7.00	468	15	61	883	50	24	15	9.0	47	15	22	15	0.05	0.36	13	74	-	-	94	
Golf-5	03.11.23	6.61	392	30	73	841	40	24	15	9.0	42	10	15	11	0.37	0.9	5	41	-	-	80	
Golf-6	03.11.23	6.37	199	6.0	14	522	15	23	15	<5.0	25	4.8	1.2	2.4	0.02	0.1	3	12	-	-	40	
Golf-7	03.11.23	6.58	345	37	90	977	34	23	16	15	40	9.0	9.1	7.7	1.49	2.64	3	39	26	0.18	70	
Kulebergbekken	03.11.23	6.97	232	15	41	817	18	23	17	8.0	21	4.8	3.1	3.1	0.16	0.66	2	19	27	0.13	47	
Mississippibekken	03.11.23	6.96	448	6.0	21	1224	49	35	27	3.0	98	9.6	1.0	5.2	0.02	0.27	5	34	22	0.14	95	
Rør-A	03.11.23	7.05	560	11	25	922	68	24	13	-	50	21	36	12	0.05	0.26	8	60	15	0.03	12	
Rør-B¹	03.11.23	-	-	-	-	-	-	28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.03	-
Rør-C	03.11.23	7.19	558	11	24	926	69	23	14	-	51	19	35	11	0.07	0.5	8	64	24	0.05	12	
Golf-1	16.12.23	5.95	176	82	134	270	8.9	24	12	19	20	3.3	1.9	7.3	0.51	0.92	3	64	-	-	-	
Golf-2	16.12.23	6.38	190	75	116	399	9.9	27	13	17	17	3.2	1.9	8.2	0.26	0.49	26	97	-	-	-	
Golf-3	16.12.23	6.68	233	60	185	886	18	26	11	4.0	18	3.6	0.73	14	0.22	2.2	8	240	-	-	-	
Golf-4	16.12.23	7.03	347	46	90	997	32	29	13	4.0	27	6.9	11	15	0.20	0.46	23	102	-	-	-	
Golf-5	16.12.23	6.85	308	47	95	759	27	28	12	23	29	7.7	8.5	13	0.32	0.72	12	62	58	-	-	
Golf-6	16.12.23	6.31	175	53	102	373	10	26	11	21	17	3.6	0.83	7.8	0.37	0.64	16	84	-	-	-	
Golf-7	16.12.23	6.65	274	60	122	708	23	27	12	9.0	27	5.2	5.8	11	0.96	1.7	26	99	51	-	-	
Kulebergbekken	16.12.23	6.90	209	49	94	634	16	26	12	8.0	17	4.9	2.7	5.8	0.41	0.82	16	68	-	-	-	
Mississippibekken	16.12.23	6.99	801	11	174	809	27	192	124	16	47	5.8	1.2	3.6	0.07	0.77	12	130	64	-	-	
Rør-A	16.12.23	7.13	446	42	129	1442	51	35	13	-	36	15	12	20	0.13	0.6	100	340	58	-	-	
Rør-B	16.12.23	6.73	582	37	72	831	65	29	13	-	56	18	36	24	0.06	0.15	290	370	67	-	-	
Rør-C	16.12.23	7.13	448	42	134	1478	53	35	13	-	40	9.9	13	20	0.13	0.7	81	320	61	-	-	
Møllebekken	16.12.23	7.44	200	9.0	18	751	19	25	14	-	19	3.4	0.50	2.1	0.02	0.04	5	11	38	-	-	
Golf-4	05.04.24	7.18	-	54	187	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.21	0.84	-	347	-	-	-	
Skogholt ved Golf-4	05.04.24	6.57	-	36	79	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.30	0.62	-	25	-	-	-	
Golf-5	05.04.24	6.89	-	52	186	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.57	1.52	-	249	-	-	-	

Vedlegg 2

Bilder tatt på golfbanen 18.02.24



Rør-A,-B og -C. Øverst til høyre og venstre er henholdsvis rør-A og -C, nederst til venstre er rør-B.



Utsikt over dammen ved Golf-4

Vedlegg 3

Tabell 1: Vannføringer målt på golfbanen. Ingen vannføring, men vann i dammen¹.

Dato	Golf-1	Golf-2	Golf-3	Golf-4	Golf-5	Golf-7	Rør-A	Rør-B	Rør-C	Kuleberg-bekken
16.04.23	-	0.20	-	-	-	-	-	-	-	-
18.05.23	0.21	0.16	-	-	-	4.0	-	-	-	-
11.06.23	-	0.03	-	-	-	1.4	-	-	-	-
16.08.23	-	1.1	0.10	-	-	3.8	-	-	-	-
16.09.23	-	1.2	-	-	-	10	-	-	-	-
07.10.23	-	1.2	0.08	-	-	-	2.3	1.7	0.33	-
03.11.23	- ¹	0.33	0.02	-	-	-	0.40	0.74	0.09	-
16.12.23	-	0.65	0.11	-	-	-	0.74	0.75	0.32	-
26.02.24	-	1.0	0.09	-	-	-	1.0	1.7	0.42	-
27.02.24	-	1.3	0.12	-	-	-	3.2	3.5	1.2	-
05.03.24	-	-	0.08	-	-	-	0.58	1.2	0.25	-
06.03.24	-	1.3	0.14	-	-	-	0.52	1.0	0.21	-
13.03.24	-	1.7	0.20	-	-	-	1.9	2.0	0.58	-
16.03.24	-	1.0	0.08	-	5	10	1.2	1.5	0.51	-
05.04.24	-	0.94	0.11	4.4	5.9	16	2.2	1.9	0.87	-
09.04.24	-	0.83	0.10	3.6	5.1	10	1.1	1.4	0.43	-
11.04.24	-	1.3	0.09	6.3	9.5	16	1.9	1.9	0.70	2.3
Gjennomsnitt	-	0.89	0.10	4.8	6.4	8.9	1.4	1.6	0.49	-

Σ Rør viste en god korrelasjon ($R^2=0.88$, $p<0.001$, $n=12$) med vannføringsdata hentet fra Aspervik ("Aspervik - Sildre," 2024). Regresjonen hadde et ikke signifikant konstantledd og et forholdstall på 0.13. Golfbanebekken har et nedbørsfelt på 0.448 km² (Holtan, 1985), mens Aspervik har et nedbørsfelt på 0.860 km². Området rundet golfbanen ved Store Stokkavann har en gjennomsnittlig årsavrenning på 1040 mm/År ("NVE Atlas," 2023). Dette tilsvarer en årlig avrenning på 15 L/s. Årsvannføring fra Σ rør ble estimert til å være ca. 0.11 Mm³/år med data fra Aspervik. 1 L/s i Golf-7 tilsvarer 0.24 L/s fra Σ rør, brukes dette forholdet på den estimerte årsvannføringen resulterer det i 15 L/s. Gjennomsnittlig vannføring fra Σ rør:

$$\bar{Q}_{\Sigma Rør} = 0.13 * \bar{Q}_{Aspervik} = 0.13 * 27 = 3.5 \text{ L/s}$$

Vedlegg 4

Beregninger:

C_{T,CO_3} ble beregnet fra pH og alkalitet ved å bruke ligning 3.17:

$$C_{T,CO_3} = 0.002398 M * \left(\frac{10^{-10.33}}{10^{-6.71} M} + 1 + \frac{10^{-6.71} M}{10^{-6.35}} \right) = 3.44 * 10^{-3} M$$

Dette ga gjennomsnittlig $C_{T,CO_3} = 1.3 * 10^{-3} M$.

Eksempel på beregning av $[CO_2]_{(aq)}$ ved å bruke ligning 3.18:

$$[CO_2]_{(aq)} = 3.44 * 10^{-3} M * \left(\frac{[10^{-6.71}]^2 M}{(10^{-6.71})^2 M + 10^{-6.71} M * 10^{-6.35} + 10^{-6.35} * 10^{-10.33}} \right)$$

$$[CO_2]_{(aq)} = 1039 \mu M$$

Beregning av effekten temperatur har på løselighet av $Fe(OH)_3$:

Ved lav temperatur i vann vil løselighetsproduktet endre seg. Ved å bruke ligning 3.5 kan løselighetsproduktet til $Fe(OH)_3$ justeres for temperatur.

Verdier for ΔH° , R og $K_{25^\circ C}$ er hentet fra Snoeyink og Jenkins (1980):

$$\ln(K_{8.0^\circ C}) = - \frac{20.729 * 10^3 \frac{cal}{mol}}{1.99 \frac{cal}{mol * K}} * \left(\frac{1}{281.15 K} - \frac{1}{298.15 K} \right) + \ln(10^{-38}) = 10^{-38.9}$$

Temperaturforskjellen resulterer i lavere løselighet med ca. 13% ved 8°C, dette betyr at det vil være økt utfelling av $Fe(OH)_3$ ved lav temperatur.

Beregning av løselighet til $Fe(OH)_3$ med hensyn på aktiviteter. Beregnet med ligning 3.2, 3.3 og 3.4:

$$I = 5.09 * 10^{-3} M$$

$$[Fe^{2+}][CO_3^{2-}] = 10^{-10.7} \Rightarrow [Fe^{2+}] = 10^{-5.35} M$$

$$\gamma_{Fe} = 10^{-\frac{0.5 * 3^2 * \sqrt{5.09 * 5.09^{-3}}}{1 + \sqrt{5.09 * 10^{-3}}}} = 0.50$$

$$\gamma_{OH} = 10^{-\frac{0.5 * 1^2 * \sqrt{5.09 * 5.09^{-3}}}{1 + \sqrt{5.09 * 10^{-3}}}} = 0.93$$

$$\{Fe^{3+}\} = \sqrt[4]{\frac{10^{-38}}{0.5 * (0.93)^3}} = 3.97 * 10^{-10} M$$

Dette er en økning i løselighet på ca. 26%. Selv ved økt løselighet vil en "mettet" løsning ha en konsentrasjon på 0.4 nM. $Fe(OH)_3$ regnes fortsatt som totalt uløselig.

Beregning av laddningsbalanse:

$$\frac{\sum Kation - \sum Anion}{\sum Kation + \sum Anion} * 100\%$$

Beregning av teoretisk konduktivitet:

{X} er aktivitetene til et bestemt ion som ekvivalenter og γ er spesifikk konduktivitet til ionet.

$$\{X\} * \gamma = \text{konduktivitet}$$

Summen av konduktivitet til alle ionene vil være teoretisk konduktivitet til prøven.

Tabell 1: Oversikt over spesifikk konduktivitet til bestemte ion.

γ	H ⁺	Na ⁺	K ⁺	½ Ca ²⁺	½ Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	½ SO ₄ ²⁻	½ Fe ²⁺
Kond. mho-cm ² /ekv	349.8	198	73.5	59.5	53.1	44.5	76.3	71.4	79.8	54

Eksempel på beregning av opprinnelig alkalitet fra Golf-1 16.04.23 med ligning 3.8:

Basekationene er korrigert for marine bidrag.

$$(926 + 394 + 110 + 73) - (772 + 343) = 390 \mu\text{ekv/L}$$

Eksempel på beregning av forsurening fra Golf-1 16.04.23 med ligning 3.12:

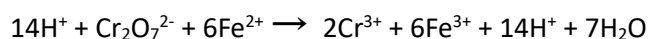
$$(926 + 394 + 110 + 73) - (340) = 1164 \mu\text{ekv/L}$$

Beregning av mengden KOF Fe²⁺ og Cl⁻ gir:

Fe²⁺ vil bli oksidert til Fe³⁺ av Cr₂O₇²⁻ og vil derfor gi et bidrag til mengden KOF.

1 mg/L Fe²⁺ = 1.8*10⁻² mM med et 1:6 forhold til Cr₂O₇²⁻.

Forholdet mellom O₂ og Cr₂O₇²⁻ er 1.5 O₂ per Cr₂O₇²⁻.



$$\frac{1.8 * 10^{-2}}{6} * 1.5 * 32 = 0.14 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{O}_2$$

Cl⁻ vil bli oksidert til Cl₂ av Cr₂O₇²⁻ og vil derfor gi et bidrag til mengden KOF.

$$1 \text{ mg/L Cl}^- \text{ gir } \frac{1}{6*35.45} * 1.5 * 32 = 0.23 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{O}_2$$

Eksempel på beregning av [NH₄⁺] 07.10.23 fra rør-B:

$$[\text{NH}_4^+] = \frac{k_b * [\text{NH}_3]}{\left(\frac{k_w}{10^{-\text{pH}}} + k_b\right)}$$

$$[\text{NH}_4^+] = \frac{(1.8 * 10^{-5})^2}{\left(\frac{10^{-14}}{10^{-6.78}} + 1.8 * 10^{-5}\right)} = 1.8 * 10^{-5} \text{ M}$$

Estimering av vannføring:

Det er få observasjoner i datasettet på vannføring. Forholdstallene mellom de ulike stasjonene har derfor en stor usikkerhet (Tab. 2). Vannet i Golf-4 kommer fra rør-A, -B og -C og et annet innløp. Når det renner 1 L/s fra Σ rør renner det 1.3 L/s fra Golf-4. Ved å bruke forholdet mellom Aspervik og Σ rør kan vannføringen i Golf-4 estimeres:

$$\bar{Q}_{Golf-4} = \sum \bar{Q}_{Rør-A,-B\ og -C} + \bar{Q}_{Annet\ innløp} = 1.3 * 0.13 * \bar{Q}_{Aspervik}$$

Vannføringen i Golf-5 vil være summen av vannføringen fra Golf-1, -2, -3 og -4. Det har bare blitt målt vannføring i Golf-1 én gang, men fra andelene av de andre innløpene kan vannføringen i Golf-1 estimeres (Tab. 2). Estimert gjennomsnittlig vannføring i Golf-5:

$$\bar{Q}_{Golf-5} = 1.9 * 0.13 * \bar{Q}_{Aspervik} = 6.7\ L/s$$

Estimert gjennomsnittlig vannføring i Golf-7:

$$\bar{Q}_{Golf-5} = 4.2 * 0.13 * \bar{Q}_{Aspervik} = 15\ L/s$$

Tabell 2: Forholdstall mellom stasjonene på golfbanen. Relativt standardavvik står under forholdstallet.

Golf-2	0.77 - (n=1)						
Golf-3	-	0.10 24% (n=15)					
Golf-4	-	-	-				
Golf-5	-	5.6 13% (n=3)	50 9% (n=3)	1.4 - (n=2)			
Golf-7	-	-	-	3.2 - (n=2)	2.3 14% (n=3)		
Rør-A, -B og -C	-	-	-	0.76 - (n=2)	0.54 24% (n=3)	0.24 11% (n=3)	
	Golf-1	Golf-2	Golf-3	Golf-4	Golf-5	Golf-7	

Beregning av [Fe(#)] 11.06.23 fra Golf-2, -3 og -4 tilført Golf-5:

C er [Fe(#)] og Q er vannføring i L/s.

C_{Golf-5}' er estimert [Fe(#)] i Golf-5 dersom Fe(#) kun kom fra Golf-1, -2, -3 og -4.

$$C_{Golf-5}' = \frac{Q_{Golf-1} * C_{Golf-1} + Q_{Golf-2} * C_{Golf-2} + Q_{Golf-3} * C_{Golf-3} + Q_{Golf-4} * C_{Golf-4}}{Q_{Golf-5}}$$

$$C_{Golf-5}' = \frac{0 * 1.1 + 0.03 * 0.03 + 0 + 0.53 * 0.14}{0.70} = 0.11\ mg/L$$

Estimering av pH i Golf-5 11.06.23 fra alkalitet og $[H_2CO_3]'$:

$$[ALK]_{Golf-5} = \frac{0.03 * 377 + 0.53 * 820}{0.70} = 631 \mu\text{ekv/L}$$

$$[H_2CO_3]'_{Golf-5} = \frac{0.03 * 67 + 0.53 * 2}{0.70} = 5 \mu\text{ekv/L}$$

$$pH_{Golf-5} = -\log\left(\frac{5}{631} * 4.5 * 10^{-7}\right) = 8.46$$

Alkalitet og $[H_2CO_3]'$ korrigert for 197 $\mu\text{ekv/L}$ med sterk syre fra pyritt oksidasjon:

$$pH_{Golf-5} = -\log\left(\frac{5 + 197}{631 - 197} * 4.5 * 10^{-7}\right) = 6.68$$

197 $\mu\text{ekv/L}$ kommer fra tilførselen av Fe(-) til Golf-5. Det ble observert pH på 6.65 11.06.23 i Golf-5. Det tyder på at den lave pH-en nedstrøms Golf-4 kommer fra pyrittoksidasjon som ga lav pH og alkalitetstap.

H^+ fra pyrittoksidasjon:

Den gjennomsnittlige SO_4^{2-} -konsentrasjonen i Golfbanebekken er 33 mg/L, det tilsvarer ca. 680 $\mu\text{ekvivalenter}$ med syre. Dersom Golfbanebekken hadde vært ubufret ville det gitt pH på litt over 3.