



SINTEF



Rapport

Korrosjon av stål i ferskvann

Forfattere:

Daniel Blücher, Ole Øystein Knudsen, Odd Gunnar Brakstad, Sigrid Hakvåg, Roy Johnsen

Rapportnummer:

2024:00237

Oppdragsgiver(e):

Nye Veier, Bane Nor, Statens Vegvesen



SINTEF Industri
Postadresse:
Postboks 4760 Torgarden
7465 Trondheim
Sentralbord: 40005100
info@sintef.no

Foretaksregister:
NO 919 303 808 MVA

Rapport

Korrosjon av stål i ferskvann

EMNEORD

Ferskvannkorrosjon,
stål, betong, Korrosjon,
MIC, belegg,

VERSJON

Versjon 2

DATO

2022-04-01

FORFATTER(E)

Daniel Blücher, Ole Øystein Knudsen, Odd Gunnar Brakstad, Sigrid Hakvåg, Roy Johnsen

OPPDRAGSGIVER(E)

Nye Veier, Bane Nor, Statens Vegvesen

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

Gunnar Veastad, Åsmund
Eikeland, Håvard Johansen

PROSJEKTNUMMER

102026240

ANTALL SIDER OG VEDLEGG

40+Bilag/vedlegg

SAMMENDRAG

Det er i dag en diskusjon gående om korrosjon og korrosjonsmonn på pæler som skal stå i Mjøsa. Mjøsa er ferskvann, og det gjelder pæler på lengder opp mot 100 meter, og ca 50 meter av pælen vil stå i ferskvannet. Det er tenkt at stålet i pælene kan være prosjektert som bærende konstruksjon, og dermed er det ikke krav om utstøping av pælene med betong, hvilket vil redusere både kostnader og klimafotavtrykk.

Designlevetid er 100 år. I litteraturen rapporteres det om korrosjonshastigheter fra 1,8 mm til 7350 mm / 100 år. Hovedårsaken til den store spredningen er forskjeller i vanntemperatur, oksygeninnhold, forekomsten av bakterier som kan årsake korrosjon, vannets strømningshastighet og vannkvaliteten. Også i de relevante standardene spriker korrosjonsmonnet fra 1,4 mm til 20 mm for 100 års levetid. Dette blir diskutert i denne state-of-the-art studie.

UTARBEIDET AV

Daniel Blücher, Ole Øystein Knudsen, Odd Gunnar
Brakstad, Sigrid Hakvåg, Roy Johnsen

SIGNATUR

Blucher Daniel

Digitally signed by Blucher Daniel
DN: cn=Blucher Daniel
Date: 2022.04.28 14:26:44 +0200

KONTROLLERT AV

Odd Gunnar Brakstad

SIGNATUR

GODKJENT AV

Dirk Nolte

SIGNATUR

Nolte Dirk

Digitally signed by Nolte Dirk
DN: cn=Nolte Dirk
Date: 2022.05.03 13:27:05
+02'00'

COMPANY WITH
MANAGEMENT SYSTEM
CERTIFIED BY DNV
ISO 9001 • ISO 14001
ISO 45001

RAPPORT NR.

2024:00237

ISBN

978-82-14-07245-7

GRADERING

Åpen

GRADERING DENNE SIDE

Åpen

Historikk

VERSJON	DATO	VERSJONSBEKRIVELSE
1	2022-01-20	utkast
2	2022-04-01	Utkast 2

Innholdsfortegnelse

1	Bakgrunn	5
2	Målsetning	5
3	Aktuelle korrosjonsformer	5
3.1	Uniform korrosjon.....	6
3.2	Gropkorrosjon.....	8
3.3	Luftingscelle korrosjon.....	9
3.4	Kjemisk sammensetning av vann	9
3.4.1	Effekt av oksygeninnhold på korrosjon	9
3.4.2	Oxygeninnhold i Mjøsa	10
3.4.3	Effekt av NaCl innhold	11
3.4.4	Organisk materiale i vannet.....	11
3.5	Galvanisk korrosjon i avhengighet av ledningsevne i vannet	12
3.6	Effekt av strømningshastighet	13
3.7	Effekt av stålqualität på korrosjon i ferskvann.....	14
3.8	Oppsummering av korrosjonsoppfølging Mjøsbrua (Mjøsbrua, 2018)	15
3.9	Korrosjonstesting i Duluth-Superior Harbor, Minnesota, USA	18
3.10	Effekt av eksponeringstid på korrosjonshastigheten.....	19
3.11	Oppsummering av korrosjonstillegg for pæler i ulike standarder	21
4	Mikrobiell induisert korrosjon (MIC)	22
4.1.1	Introduksjon	22
4.1.2	Kilder.....	23
4.1.3	Mikrober assosiert med MIC	24
4.1.4	Mikrobielle mekanismer assosiert med MIC.....	25
4.1.5	Deteksjon og kvantifisering av mikrober assosiert med MIC	28
4.1.6	Kontroll og behandling av MIC	29
4.1.6.1	Fysisk behandling:.....	30
4.1.6.2	UV-bestråling:	30
4.1.6.3	Ultralyd-behandling:.....	31
4.1.6.4	Kjemisk behandling/biocider:.....	31
4.1.6.5	Temperatur:.....	31
4.1.6.6	pH:	31
4.1.6.7	Stålqualität og coating:	32
4.1.6.8	Biocidforsterkere	32
4.1.7	MIC i ferskvannssystemer – eksempelstudier	32
4.1.7.1	Bropillarar:	33

4.1.8	Norske MIC studier	33
4.1.9	Konklusjoner og forskningsbehov	33
5	Beskyttelse mot korrosjon	34
5.1	Malingsbelegg	35
5.2	Termisk sprøytet sink eller aluminium.....	36
5.3	Cladding	37
6	Veien videre.....	37
7	Referanser	38
7.1	Korrosjon.....	38
7.2	MIC.....	39

BILAG/VEDLEGG

Klikk eller trykk her for å skrive inn tekst.

1 Bakgrunn

Det er i dag en diskusjon gående om korrosjon og korrosjonsmonn på pæler som skal stå i Mjøsa. Mjøsa er ferskvann, og det gjelder pæler på lengder opp mot 100 meter, der ca 50 meter av pælen vil stå i ferskvannet. Resterende av pælen står ned i grunnen. Det er tenkt at stålet i pælene kan være prosjektert som bærende konstruksjon, og dermed er det ikke krav om utstøping av pælene med betong. Designlevetid er 100 år.

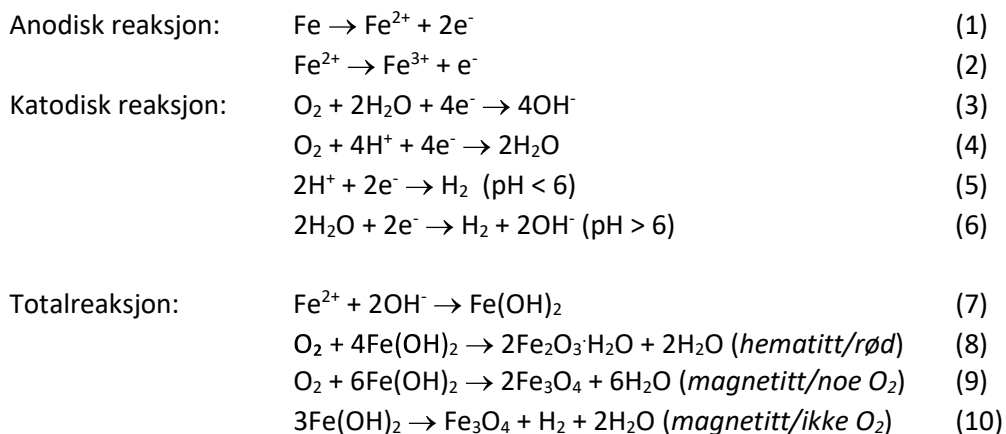
I litteraturen rapporteres det om korrosjonshastigheter fra 1,8 mm til 7350 mm for 100 års levetid. Hovedårsaken til den store spredningen er forskjeller i vanntemperatur, oksygeninnhold, forekomsten av bakterier som kan årsake korrosjon, vannets strømningshastighet og vannkvaliteten. Videre er stålqualiteten og prosessparametrene ulike i disse studier, noe som kan bidra til de forskjellige korrosjonshastighetene. Dette vil bli undersøkt i den state-of-the-art studie. Også i de relevante standardene spriker korrosjonsmonnen fra 1,4 mm til 20 mm for 100 års levetid.

2 Målsetning

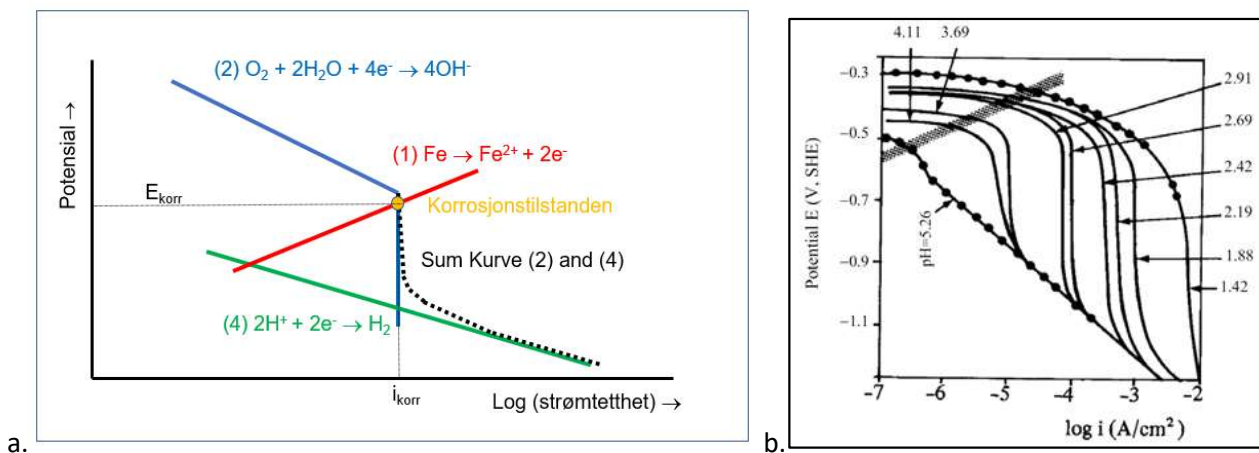
Rapporten skal bidra med en litteraturstudie om bruk av stålpæler i ferskvann og belyse hva som er 'state-of-the-art' med hensyn til korrosjon og korrosjonsbeskyttelse. Videre skal relevante normer og regelverk for design og konstruksjon av brupilarer i ferskvann gjennomgås.

3 Aktuelle korrosjonsformer

Korrosjon krever tilstedeværelse av vann. Vann kan forekomme som en tykk vannfilm (neddykkede forhold) eller som en tynn vannfilm/fuktighet under atmosfæriske forhold. En annen viktig forutsetning er at det foregår minst én anodisk reaksjon (oksidasjon) og én katodisk reaksjon (reduksjonsreaksjon) på metallet som korroderer, hvor elektronene som produseres ved anodereaksjonen forbrukes ved katodereaksjonen. De mest vanlige elektrokjemiske reaksjonene for karbonstål i vann er:

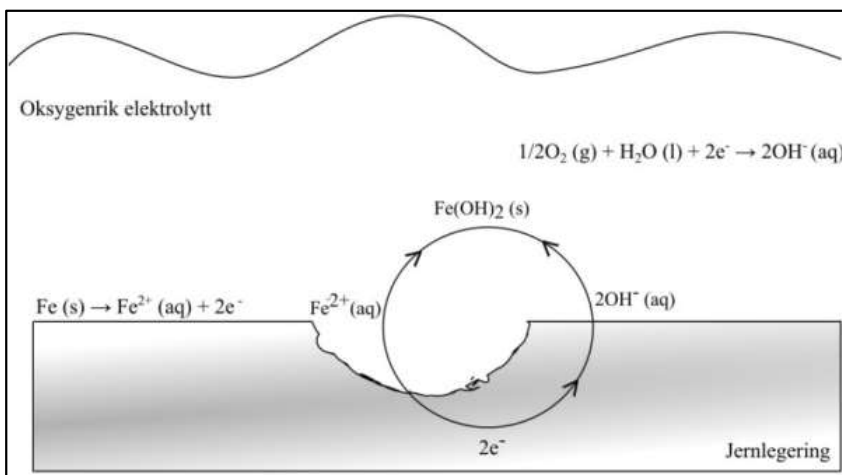


Figur 1 viser skjematisk anodiske og katodiske overspenningskurver for karbonstål i en NaCl-holdig væske i et Evans diagram. Figur 1a) viser overspenningskurver i en løsning med pH > 6 som er mettet med oksygen. Denne figuren viser også korrosjonstilstanden karakterisert med korrosjonspotensialet E_{korrr} og korrosjonsstrømtettheten i_{korrr} . Ved denne pH verdien er det oksygen tilgangen ved flaten som bestemmer korrosjonstilstanden. Figur 1b) viser katodiske overspenningskurver i en væske uten oksygen, men med varierende pH. Figuren viser hvordan reduksjonsreaksjonen for hydrogen får større effekt ved lavere pH i løsningen. Dette er/kan være situasjonen under mikrobiell aktivitet/begroing på en flate.



Figur 1 Karbonstål eksponert i en NaCl-løsning. a) Anodiske og katodiske overspenningskurver. b) Katodisk polarisasjonskurve en oksygenfri løsning. (Bardal, 2003)

Korrosjonsangrepet på en metallflate i en korrosiv væske kan være i) uniform korrosjon – jevn korrosjon på hele flaten, ii) lokal korrosjon – områder med større/dypere korrosjon enn generelt på flaten, og iii) groppkorrosjon – lokale groper med høy ratio mellom dybde og omkrets. For stål eksponert i ferskvann ser man ofte en kombinasjon mellom uniform korrosjon og lokale områder med større korrosjonsangrep i form av lokal korrosjon og/eller groppkorrosjon. Figur 2 viser en skisse av et lokalt korrosjonsangrep på karbonstål i en væske som inneholder oksygen.



Figur 2 Lokal korrosjon på karbonstål i en vandig løsning som inneholder oksygen (Bardal, 2003)

3.1 Uniform korrosjon

Figur 1a) viser anodisk og katodisk reaksjon inntegnet i et Evans diagram med potensial på y-aksen og Log (strømtetthet) på x-aksen i en væske mettet med oksygen. Krysningspunktet mellom anodisk og katodisk kurve viser korrosjons-tilstanden til materialet i aktuelt miljø karakterisert ved korrosjonspotensialet E_{korr} og anodisk strømtetthet i_{korr} . Ved hjelp av Faradays lov kan man omregne i_{korr} til korrosjonshastighet, v_{korr} , når det antas *uniform korrosjon* på den aktive overflaten. For stål gjelder lign. (11).

$$v_{korr} = 0.00116 i_{korr} \text{ (mm/år) når } [i_{korr}] = \text{mA/m}^2 \quad (11)$$

Som det fremgår av Figur 1a) og Figur 3 så går kurven for oksygenreduksjon over fra å ha en helning i xy-planet til å være vertikal ved et gitt potensial. Dette skyldes at alt oksygen som når frem til overflaten vil bli forbrukt i katodereaksjonen ifølge lign. (2), slik at tilførsel av oksygen begrenser reaksjonshastigheten. Strømtetthetsverdien som vises i Figur 3 kalles derfor grensestrømtettheten og betegnes i_L . Følgende ligning gjelder for i_L :

$$i_L = [nFDc_b]/\delta_D \quad (12)$$

hvor: n = Valens (4 fra lign. (2))

F = Faradays konstant

D = Diffusjonskonstant for O_2

c_b = Konsentrasjonen av O_2 i bulk-løsningen

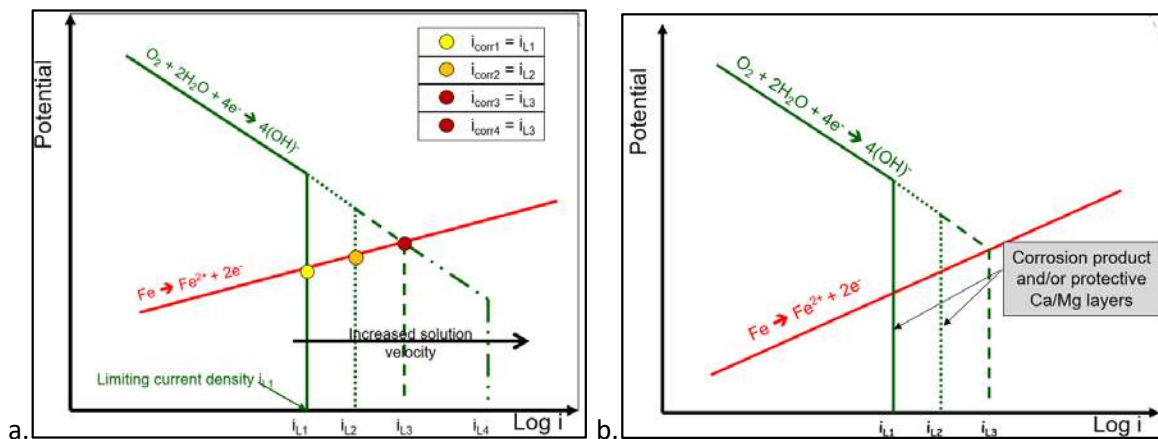
δ_D = Tykkelsen på diffusjonsgrensesjiktet (avhengig av vannets strømningshastighet)

Dersom det utvikles korrosjonsprodukt eller et belegg fra f.eks. Ca og/eller Mg i vannet, vil dette modifisere nevneren i lign. (10) som vist nedenfor:

$$i_L = [nFc_b]/[\delta_D/D + t_b/D_b] \quad (13)$$

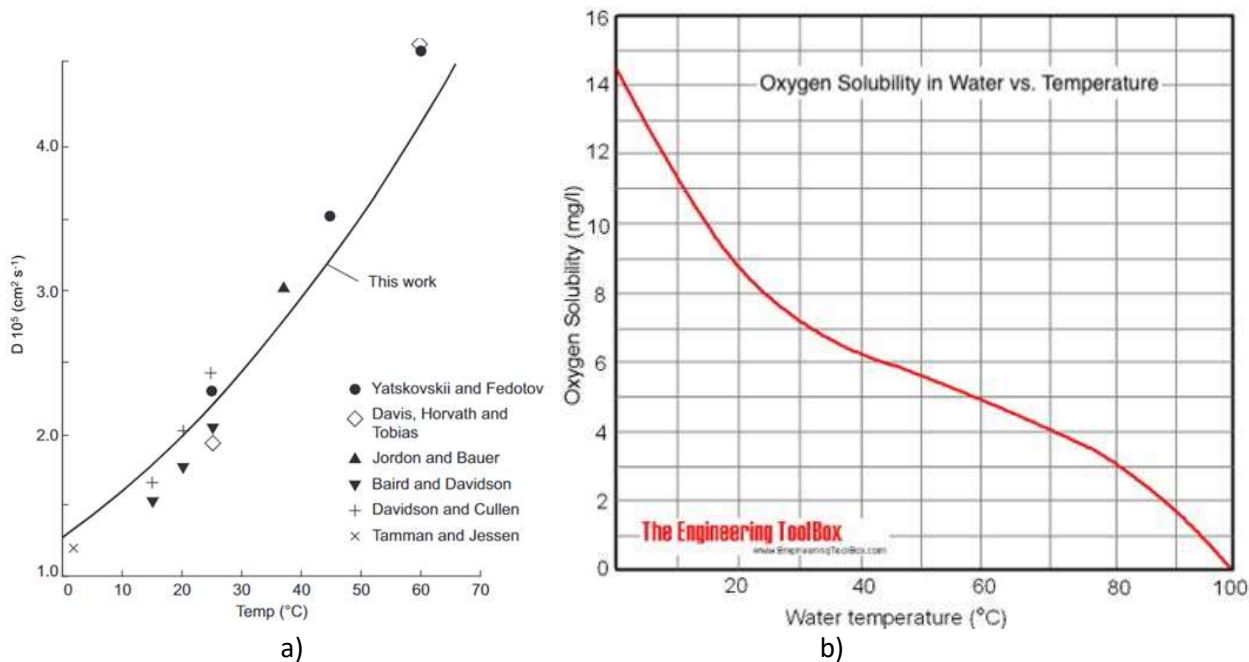
hvor: t_b = tykkelsen på belegget

D_b = Diffusjonskonstanten for O_2 i belegget



Figur 3 Anodisk (lign. (1)) og katodisk (lign. (2)) overspenningskurve tegnet i et Evans diagram. a) Effekt av strømningshastighet, og b) beleggutfelling på korrosjonsstrømtettheten er tegnet inn.

Figur 4 viser oksygenkonsentrasjonen og diffusjonskonstanten D for oksygen i vann som funksjon av temperaturen. Eksempel: Ved 10 °C er oksygenkonsentrasjonen i ferskvann 11.3 mg/l (ppm) og diffusjonskonstanten er $1.6 \cdot 10^5$ cm²/s.



Figur 4 a) Diffusjonskonstant D for oksygen og b) oksygenkonsentrasjon C_b i rent vann (salinitet 0) i avhengighet av temperatur (Xing et al., 2014).

3.2 Gropkorrosjon

Groptæring er en sur form av korrosjon som kan oppstå lokalt, ofte initiert av at anioner som Cl^- depassiverer overflaten slik at en korrosjonsprosess kan starte. Når reaksjonen har startet vil jernioner fra anodereaksjonen bidra til at et surt miljø oppstår og dette vil akselerere korrosjonen lokalt. Gropkorrosjon kan oppstå på en karbonståloverflate i svakt strømmende eller stillestående vann. Gropkorrosjon er en lokalisert korrosjonsform hvor tap av metall skjer i små områder på flaten og etterlater seg groper. Karbonstål er ikke et aktivt-passivt metall, men gropkorrosjon kan initieres dersom det er defekter i metalloverflaten eller hull/porer i belegget av korrosjonsprodukt. Dette fører til at små områder blir anodiske i forhold til resten av metalloverflaten (som er katode).

Etter initiering, vil korrosjonshastigheten til å begynne med være den samme i og utenfor gropen. Etter hvert brukes oksygenet opp inne i gropen. Anodereaksjonen med oppløsning av metall, vist i lign. (1), vil forekomme inne i gropen. Katodereaksjonen med reduksjon av oksygen, vist i lign. (14), vil fortsette utenfor gropen. Mangel på oksygen i gropen vil føre til at det ikke lenger dannes OH^- . Den økende konsentrasjonen av jernioner (Fe^{2+}) i gropen vil føre til migrasjon av kloridioner (Cl^-) for å opprettholde likevekt i ladningen. Resultatet er dannelse av dissosiert metallklorid som reagerer med vann i gropen:



Det blir dannet jernhydroksid ($Fe(OH)_2$) og saltsyre (HCl) i gropen som fører til at pH reduseres. Korrosjonshastigheten akselereres videre ved at reduksjon av hydrogen kommer inn som en supplerende katodereaksjon når pH senkes tilstrekkelig, se lign. (4). Gropkorrosjon kan være vanskelig å detektere siden gropene ofte er dekt med korrosjonsprodukt og tuberkler. Tuberkeldannelse er definert som "formasjon av lokaliserte korrosjonsprodukt spredt over metalloverflaten i form av knoller kalt tuberkler".

Gropkorrosjon kan også oppstå ved at det etableres lokale galvaniske celler mellom Fe og edlere legeringselementer.

Det kan være vanskelig å skille mellom gropkorrosjon som oppstår under stål uten tilstedeværelse av bakterier og mikrobiell korrosjon (MIC) som normalt også skjer i form av gropkorrosjon. Mikrobiell korrosjon vil bli behandlet i et eget kapittel i denne rapporten.

3.3 Luftingscelle korrosjon

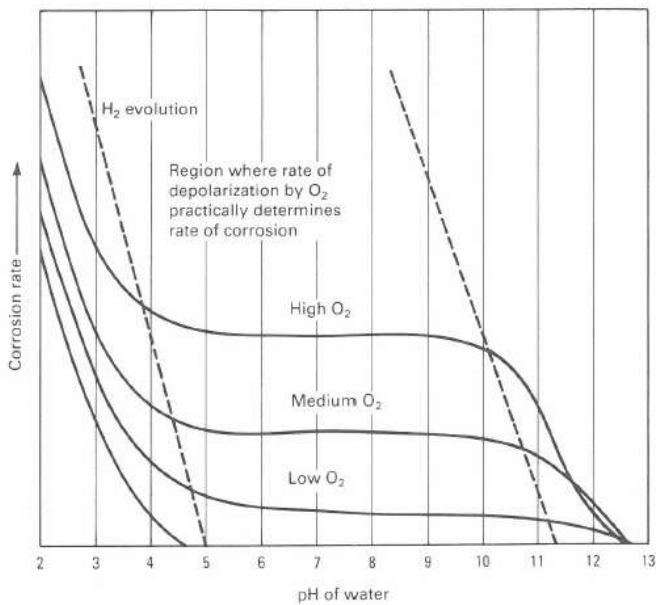
En spesiell form for korrosjon kan oppstå ved overgangen luft/vann og jord/havbunn. Prinsippet er at to miljø med ulikt oksygeninnhold «koples» sammen. Dersom vi antar at en pæle av stål er eksponert mot sjøvann, men er fundamentert ned i havbunnen, vil pælen oppleve et område i vann med høyt oksygeninnhold mens den delen av pelen som er fundamentert i havbunnen, vil oppleve lavere oksygeninnhold. På den måten oppstår et galvanisk element hvor stålflaten i vann vil ha mer positivt potensial (katode) enn stålflaten eksponert i jord (anode). Dette skyldes forskjellen i oksygeninnhold. Resultatet er at korrosjonshastigheten lokalt kan bli høy i det anodiske området (som normalt er mindre enn det katodiske området). Tilsvarende galvanisk element kan også oppstå i overgangen luft/vann hvor det anodiske området vil være like under vannflaten. Denne korrosjonsformen kalles luftingscelle korrosjon.

3.4 Kjemisk sammensetning av vann

Vann inneholder ulike mengder Ca- og Mg-salter. Dersom innholdet er høyt kalles vannet «hardt» og i motsatt tilfelle «bløtt». Korrosjonshastigheten for stål i hardt vann regnes for å være lavere enn i bløtt vann. Dette skyldes at saltene kan utfelles som CaCO_3 og/eller Mg(OH)_2 avhengig av temperatur og pH i væsken. Dette vil redusere tilgangen av oksygen ved flaten noe som ut fra lign. (8) – (9) gir redusert korrosjonshastighet på metallflaten.

3.4.1 Effekt av oksygeninnhold på korrosjon

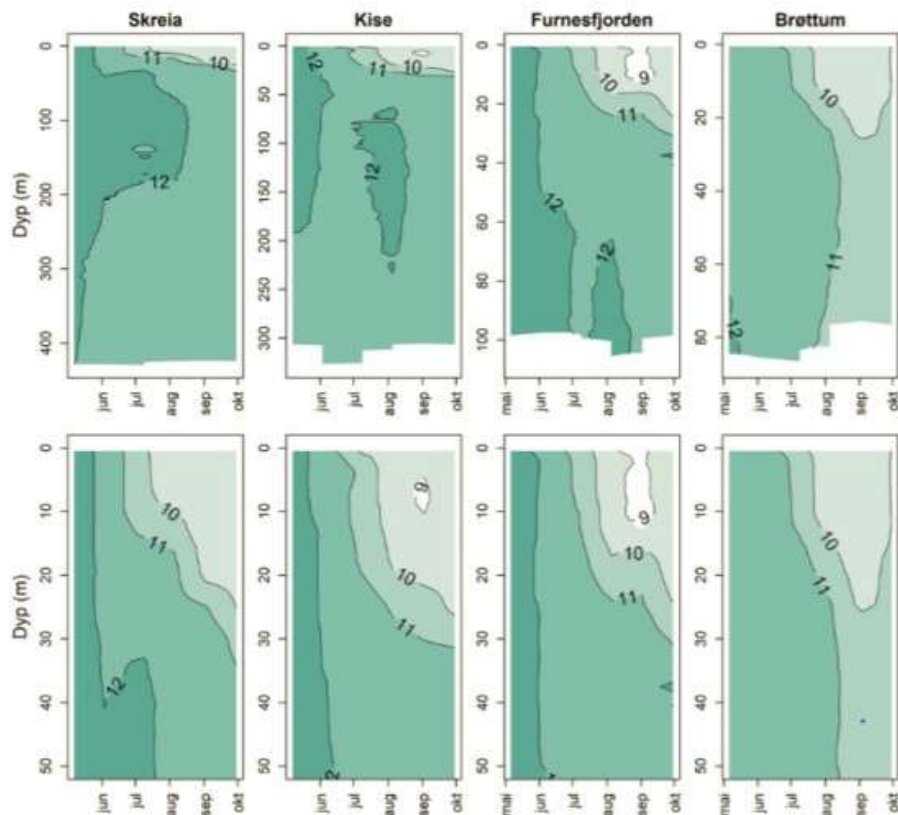
Som det fremgår av lign. (12)-(13) er grensetrømtettheten for oksygenreduksjonsreaksjonen i lign. (2) proporsjonal med oksygenkonsentrasjonen i vannet (bulk). Det betyr at oksygeninnholdet er en viktig faktor for korrosjonshastigheten ifølge lign. (9). Ved lave oksygeninnhold vil hydrogenreduksjonsreaksjonen ifølge lign. (4)-(5) ta over som katodereaksjon som vist i Figur 1b). Ved lave pH-verdier kan dette gi en høyere korrosjonshastighet enn i hva som er tilfelle ved høyere pH og oksygen i vannet. Dette er skjematisk vist i Figur 5 (Bryson, 1992).



Figur 5. Effekt av oksygenkonsentrasjon i ferskvann på korrosjonshastigheten av karbonstål ved forskjellige pH-verdier (Bryson, 1992).

3.4.2 Oksygeninnhold i Mjøsa

Oksygenmetningen var > 90%, med en oksygenkonsentrasjonen på ca. 9 mg/li de øvre vannlagene fra juli-september, se Figur 6. Oksygen har en løselighet på 14,6mg/l ved 0 °C og 9,1mg/l ved 20 °C.

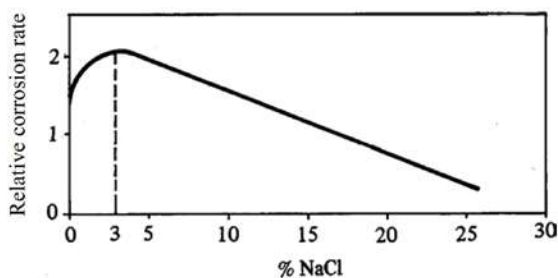


Figur 6. Oksygenkonsentrasjon i Mjøsa (mg/l) (Niva RAPPORT L.NR. 7491-2020)

3.4.3 Effekt av NaCl innhold

Figur 7 viser hvordan relativ korrosjonshastighet av karbonstål endres med økende NaCl innhold i vannet. To mulige årsaker har blitt presentert:

1. Løseligheten av oksygen i vann reduseres med økende kloridinnhold.
2. Ved lavt NaCl innhold har vannet så liten ledningsevne at anoden og katoden vil ligge nær hverandre. Dette resulterer i at Fe^{2+} fra anoden og OH^- ioner fra katoden kombineres til FeOH_2 (jernhydroksid) i nær kontakt med metallet. Belegget danner da en mer effektiv barriere mot oksygendiffusjon (lign. (8)-(9)) enn ved høy ledningsevne der FeOH_2 dannes lenger fra metalloverflaten.



Figur 7 Effekt av NaCl-konsentrasjon på korrosjonshastighet av karbonstål i vann mettet med oksygen ved romtemperatur (Bardal, 2003).

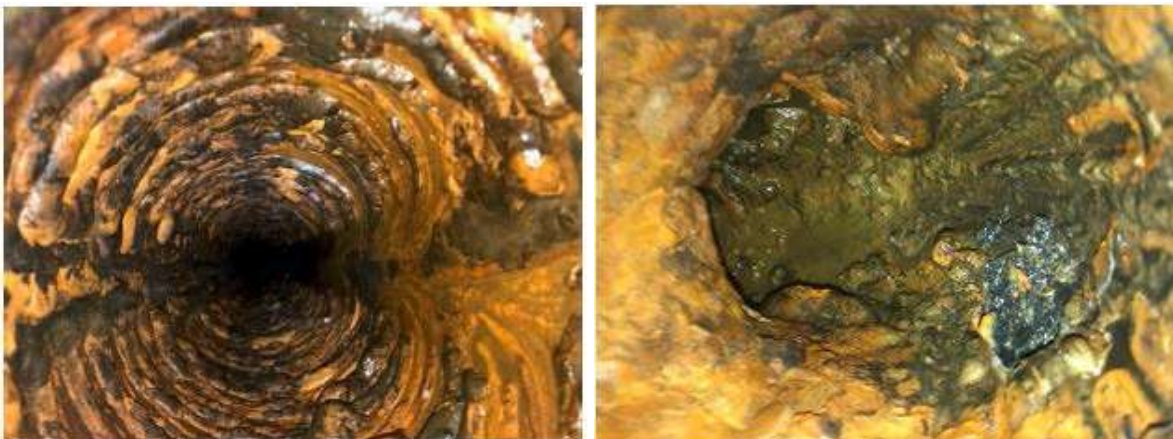
3.4.4 Organisk materiale i vannet

Organisk materiale i vannet kan påvirke korrosjonsforholdene på karbonstål på ulike måter. Løst eller partikulært materiale kan felles ut på overflaten og gi voluminøse belegg i områder med lav hastighet. Dette gir ofte redusert generell korrosjonshastighet pga. vanskeligere transport av oksygen til metalloverflaten (lign. (8) – (9)). Men utfellingene kan også i enkelte tilfeller gi økt lokalkorrosjon (gropkorrosjon) pga. korrosive miljø som utvikles under avleiringene.

Andre typer overflatebelegg utvikles pga. vekst av organismer som alger og ulike typer bakterier. I tillegg til at de dekker deler av overflaten, har disse organismene en evne til å forandre den kjemiske sammensetningen av miljøet lokalt under tildekningene. Mens alger kan produsere oksygen, vil typiske heterotrofe organismer forbruke oksygen. Forbruk av oksygen kan føre til at anaerobe bakterier tar over – ofte kalt sulfatreduserende bakterier (SRB). Disse bakteriene katalyserer hydrogenreduksjonen (lign. (5)) og fører til lokal korrosjon under avleiringene.

Såkalte jernbakterier (eller jernoksyderende bakterier) kan resultere i voluminøse avleiringer i form av tuberkler som består av jern forbindelser, Ca og organiske stoffer. Dette har vært et stort problem på stål i vannkraftanlegg. *Gallionella* og *Sphaerotilus* er eksempler på jern- bakterier som påvirker stål ved pH 7-10 i temperaturområde opp til 30-40°C.

Tilsvarende jernbakterier er også funnet i rørsystem av stål og støpejern som transporterer ferskvann. Figur 7 viser innvendig status i brannvannsrør i støpejern eller 5 års drift ved St. Olavs Hospital, Trondheim (Parow, 2018).

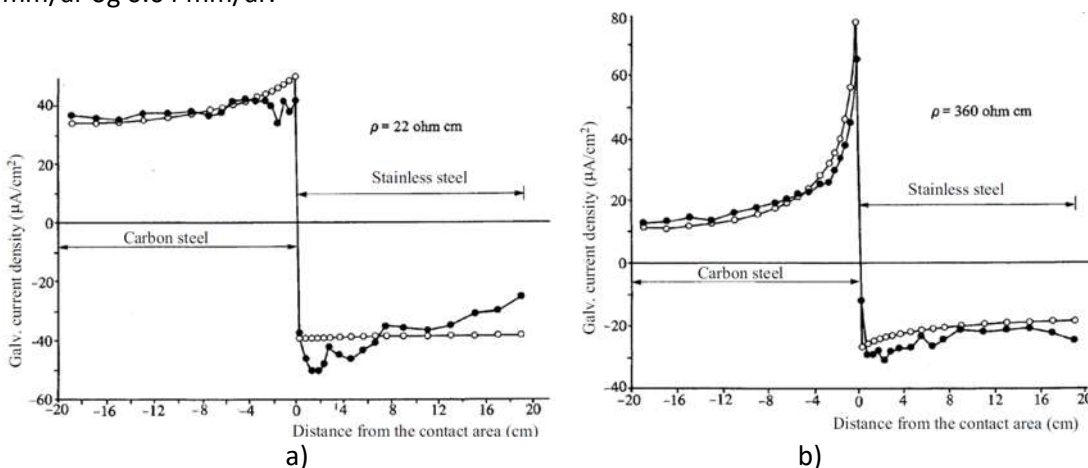


Figur 8. Innvendig korrosjon i brannvannsrør ved St.Olavs Hospital, Trondheim etter 5 år i drift (Parow, 2018).

Det henvises til Kapittel 4.2 for mer detaljert beskrivelse av mikrobiell korrosjon (MIC).

3.5 Galvanisk korrosjon i avhengighet av ledningsevne i vannet

Galvanisk korrosjon mellom to ulike materialer er avhengig av ledningsevnen i vannet – jo bedre ledningsevne desto større totalt korrosjonsangrep på det minst edle metallet i koplingen. En litt uventet effekt er imidlertid det faktum at korrosjonshastigheten på det uedle materialet i nærheten av grenseflaten er høyest i vannet med lavest ledningsevne. Figur 9 viser et eksempel på koplingen mellom karbonstål og rustfritt stål (AISI 316) som er eksponert i to væsker med resistivitet på henholdsvis 22 Ωcm (sjøvann/ledningsevne 0.045 S/cm) og 360 Ωcm (brakkvann/ledningsevne 0.0028 S/cm) (Bardal et al., 1984). Som det fremgår av figuren er galvanisk strømtetthet på karbonstål i koplingspunktet tilnærmet dobbelt så høy i vannet med lavest ledningsevne. Ved å bruke lign. (9) tilsvarer de målte verdiene henholdsvis 1.28 mm/år og 0.64 mm/år.



Figur 9. Galvanisk strømtetthet ved galvanisk kopling mellom karbonstål og rustfritt stål (AISI 316) i vann med spesifikk ledningsevne a) ledningsevne 0.045 S/cm og b) ledningsevne 0.0027 S/cm ved romtemperatur. Figuren viser målte verdier (●) og beregnede verdier (○) (Bardal et al., 1984).

3.6 Effekt av strømningshastighet

Relativ hastighet mellom en metallflate og omkringliggende vann vil ha to effekter knyttet til korrosjon av karbonstål:

1. Øke transporten/tilgangen til oksygen på metallflaten ved at tykkelsen på diffusjonsgrensesjiktet δ_D i lign. (12). Dette vil øke i_L .
2. Bidra til redusert utfelling av korrosjonsprodukt og/eller belegg på flaten og ved høye hastigheter fjerne utfelt belegg. Dette vil redusere t_b/D_b bidraget i lign. (13) og dermed øke i_L .

Høye væskehastigheter vil også redusere faren for mikrobiell korrosjon ved at utfelling av bakterier hindres. Dette krever imidlertid vesentlig høyere vannhastigheter enn hva som vil være aktuelt for et sylindrerformet brokar.

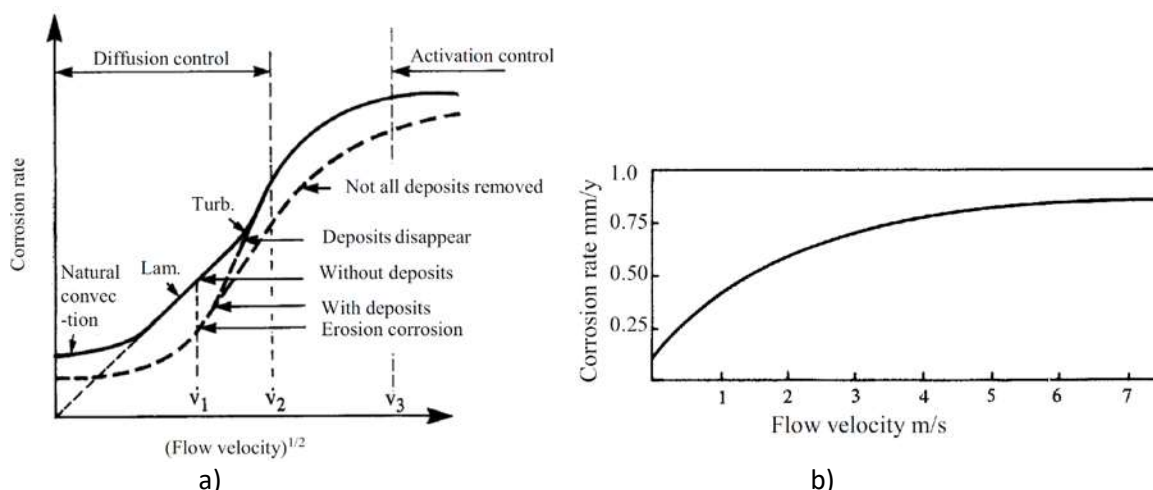
Sammenhengen mellom diffusjonsgrensesjikt-tykkelsen δ_D og vannhastigheten kan bestemmes vha. følgende sammenheng:

Laminær strømning: $\delta_D \propto v^{-0.5} \rightarrow i_L \propto v^{0.5}$ (15)

Turbulent strømning: $\delta_D \propto v^{-(0.8-0.9)} \rightarrow i_L \propto v^{0.8-0.9}$ (16)

Strømningen rundt et sirkulært rør vil, avhengig av strømningshastigheten, kunne gå fra laminær til turbulent. En slik effekt vil ikke bli videre behandlet i dette notatet idet det forutsettes konstant korrosjonshastighet rundt omkretsen av røret.

Figur 10 viser sammenhengen mellom vannhastighet og korrosjon på karbonstål. Figur 10 a) viser hvordan strømningshastighet påvirker type strømning (laminær/turbulent) og hvordan dette påvirker belegg fjerning/hindring og igjen korrosjonshastigheten. Figur 10 b) viser korrosjonshastigheten av stål i sjøvann i avhengighet av vannhastigheten. Som det fremgår av begge figurene vil korrosjonshastigheten gå mot en maksimal verdi. Dette kan forklares med kurvene vist i Figur 3. Maks. korrosjonshastighet som finnes ved å kombinere lign. (11)-(13)/(15-16) avhenger av bl.a. temperatur (som påvirker D og c_b i lign. (12) og (13)).



Figur 10. Korrosjonshastighet i avhengighet av hastighet. a) Hvordan ulike strømning påvirker om korrosjonen er diffusjons eller aktiveringskontrollert. b) Korrosjonshastighet for karbonstål i sjøvann mettet med oksygen i avhengighet av hastighet. (Bardal, 2003)

3.7 Effekt av stålqualität på korrosjon i ferskvann

EN 1993-1-1 (Eurocode 3, 1993), viser en oversikt over hvilke stål typer («steel grade») som kan benyttes i ferskvann. Typisk legeringssammensetning for de ulike karbonstålene er:

- 0.2 wt% C, 1.6 wt% Mn, 0.05 wt% P, 0.06 wt% S, 0.05 wt% Si

Tabell 1. Materialdata for S355 Karbonstål som brukes på bred basis innen infrastruktur og bygg (jernbanevogner, broer og pilarer, skipsplater og karosseriplater) og kan sveises (Corigliano, 2019).

S355 Chemical Composition (% ≤)									
Standard	Steel	Grade	C	Si	Mn	P	S	Cu	N
EN 10025-2	S355	S355JR	0.24	0.55	1.60	0.035	0.035	0.55	0.012
		S355J0 (S355J0)	0.20	0.55	1.60	0.030	0.030	0.55	0.012
		S355J2	0.20	0.55	1.60	0.025	0.025	0.55	–
		S355K2	0.20	0.55	1.60	0.025	0.025	0.55	–

Yield Strength

S355 Yield Strength (MPa, ≥): Dia. (d) mm									
Steel	Grade (Steel Number)	d ≤ 16	16 < d ≤ 40	40 < d ≤ 63	63 < d ≤ 80	80 < d ≤ 100	100 < d ≤ 150	150 < d ≤ 200	200 < d ≤ 250
S355	S355JR (1.0045)	355	345	335	325	315	295	285	275
	S355J0 (1.0553)								
	S355J2 (1.0577)								
	S355K2 (1.0596)								

Tensile Strength

S355 Tensile Strength (MPa, ≥)				
Steel	Grade	d < 3	3 ≤ d ≤ 100	100 < d ≤ 250
S355	S355JR	510-680	470-630	450-600
	S355J0 (S355J0)			
	S355J2			
	S355K2			

Elongation

Elongation (% ≥): Thickness (d) mm						
Steel	Quality Grade	3 ≤ d ≤ 40	40 < d ≤ 63	63 < d ≤ 100	100 < d ≤ 150	150 < d ≤ 250
S355	S355JR	22	21	20	18	17
	S355J0 (S355J0)					
	S355J2					
	S355K2					

Varmebehandling og/eller termomekanisk behandling, bestemmer mekaniske egenskaper til de ulike ståltypene. Etterbehandlingen påvirker imidlertid i liten grad korrosjonsegenskapene til de ulike ståltypene. Bardal sier i sin bok (Bardal, 2003) at «Kvalitet/kjemisk sammensetning av stål har liten betydning for korrosjonshastigheten i ferskvann». Dette skyldes at sammensetningen i liten grad påvirker barriere egenskapene til korrosjonsproduktene som utfelles på overflaten som følge av korrosjon i det aktuelle pH området ($4 < \text{pH} < 10$).

I en studie i regi av National Research Laboratory (NRL), USA, er det gjennomført eksponeringsforsøk med ulike metalliske materialer i sjøvann, ferskvann og atmosfæriske forhold. Gjennom en 16 års periode er

korrosjonsutviklingen fulgt opp (NRL Report 7834, 1975; Southwell, 1969; Lee et al., 2011). Testprogrammet inkluderte flere typer karbonstål (0.24/0.22 wt% C + 0.31wt% Cu) og lavlegerte stål (Cu+Ni/Cu+Ni+Mn+Mo/Cr+Ni+Mn). De eksponerte prøvene var forbehandlet ved i) maskinert eller ii) maskinert og beiset (etset i fortynt saltsyre) før eksponeringsstart. For karbonstål ble følgende generelle trender observert:

Generell/uniform korrosjon:

- 0.19 mm første året (År 0 til 1: 0.190 mm/år)
- 0.53 mm etter 8 år (År 1 til 8: 0.043 mm/år)
- 0.63 mm etter 16 år (År 8 til 16: 0.013 mm/år)
- Snitt over 16 år: 0.039 mm/år

Gropkorrosjon:

- 1 år: 0.5 mm → 0.5 mm/år
- 8 år: 1.0 mm → 0.071 mm/år
- 16 år: 1.5-2.5 mm (avhengig av legering) → 0.063 – 0.188 mm/år

Bortsett fra en variasjon i gropdybde etter 16 år, viste resultatene liten forskjell mellom de ulike karbonståltypene og forbehandling. Den største gropdybden ble registrert på de lav-legerte ståltypene som inneholder Ni, Cu, Mo eller Cr. Gropkorrosjon kan skyldes mikrogalvaniske elementer mellom Fe (anode) og legeringselementene (katode).

Vinka og Bergdahl har gjennomført en studie av rør som har vært eksponert i jord i 25 år på tre ulike lokasjoner i Sverige (Vinka et al., 2011). Tre ulike ståltyper ble testet parallelt – 1) Karbonstål SS 2120, 2) Lavlegert stål 1.1Cr-0.05Ni-0.2Mo (SS 2225), og 3) Lavlegert stål 1.3Cr-3Ni-0.2Mo. Eksponeringene ble gjort i jord med ulik ledningsevne (avhengig av kloridinnholdet) og pH. Resultatene fra undersøkelsene viser en klar effekt av ledningsevne/kloridinnhold, pH og legering på korrosjonsangrepene. Undersøkelsene konkluderte med følgende:

- Midlere korrosjonshastighet for karbonstål 3.6 – 9.2 $\mu\text{m}/\text{år}$ med laveste verdi i området med lavest ledningsevne og lavest pH
- Midlere korrosjonshastighet for 1.1Cr-0.05Ni-0.2Mo 4.4 – 12.2 $\mu\text{m}/\text{år}$
- Midlere korrosjonshastighet for 1.3Cr-3Ni-0.2Mo 4.4 – 6.1 $\mu\text{m}/\text{år}$
- Mer uniform korrosjon på karbonstålet sammenlignet med de to lavlegerte stålene

Det finnes ingen indikasjon på at miljøvennlig stål med hydrogen som reduksjonsmiddel i tilvirkningsprosessen istedenfor karbon skulle ha noen negative effekter for korrosjonshastigheten i ferskvann.

3.8 Oppsummering av korrosjonsoppfølging Mjøsbrua (Mjøsbrua, 2018)

Multiconsult har på vegne av Statens vegvesen gjennomført en konseptevaluering for Mjøsbrua med fokus på «Estimering av korrosjonshastighet på peler» (Mjøsbrua, 2018). Nedenfor er gitt en oppsummering av innholdet i rapporten.

Driftsforhold:

- Temperatur: 3.8 – 16.6 °C
- O₂ konsentrasjon: 10.9 mg/l (85% – 100% metning)
- Kalsium innhold (Ca): 3.8 – 5.7 mg/l
- Ledningsevne: 4-5 mS/m
- pH: 7.1-7.5

- Maks. vanddybde:
 - Akse 5: 33 m
 - Akse 11: 36 m
 - Akse 20: 19 m

Korrosjonsmålinger på eksisterende bru etter 35 år (maks. bunn/midtpunkt/topp):

- Akse 5: 0.96/1.45/1.39 mm → snitt 1.06 mm → 30.3 $\mu\text{m}/\text{år}$
- Akse 11: 0.81/1.32/1.11 mm → snitt 0.87 mm → 24.9 $\mu\text{m}/\text{år}$
- Akse 20: 2.94/2.94/2.85 mm (ultralyd) → snitt 2.81 mm → 80.3 $\mu\text{m}/\text{år}$
4.02/3.39/3.30 mm (fysisk tatt ut) → snitt 3.32 mm → 92.3 $\mu\text{m}/\text{år}$

Følgende konklusjoner ble trukket fra undersøkelsene:

1. Vanddybden synes å virke inn på korrosjonshastigheten (Akse 20 kontra Akse 5 og 11).
2. Mer groppkorrosjon ble observert ved bunn enn ved de to andre lokasjonene hvor det ble observert mer uniform korrosjon – se Figur 11.
3. For 100 års levetid bør man designe med 10 mm korrosjonstillegg.



Figur 11. Bilder av overflater på to områder som ble undersøkt for korrosjonsangrep. a) Midtpunkt og b) bunn (Mjøsbrua, 2018).

Videre vises det i en korrosjonsrapport fra Vegdirektoratet på groptæring av karbonstålrør som ble eksponert til vannet i Mjøsa i opptil 10 år på ca. 30m dybde. Prøvene var nedsenket til sjøbunn og rustgroper med rustflak hadde dannet seg på stålet som hadde vært i kontakt med vannet. På de deler av prøvene som stod nedsenket i bunnslammet ble det ikke registrert noen groptæring, men kun begrenset uniform korrosjon (Rygg Nils, 1995, rapport fra Vegdirektoratet E98B-6). pH i Mjøsa har under perioden for studien 1985-1995 vært stabil med pH 7. Gropkorrosjonen ble i rapporten målt til ca. 0,04-0,13mm/år, se Figur 12.

E98B-6 korrosjon av stålrør ved Mjøsbrua

(Nils Rygg 1995)

Korrosjon i bunnslammet, flatekorrosjon:

Prove nr.	Oppstart	Alder mnd.	Godstykkelse		Reduksjon i godstykkelse		
			Opprinnelig mm	Målt etter opprøk mm	Totalt mm	Ensidig mm	Ensidig korrosjon mm pr. år
1*	juli 1987	20					
2	juni 1991	67	14,284	14,170	0,114	0,057	0,0121
4	mai 1995	114	12,424	12,349	0,075	0,0375	0,00394
5	sept. 1988	34	12,424	12,392	0,032	0,016	0,0056

* Prove nr. 1 har ikke ligget i bunnslammet

Korrosjon i vann:

1) Flatekorrosjon:

Prove nr.	Oppstart	Alder mnd.	Godstykkelse		Reduksjon i godstykkelse		
			Opprinnelig mm	Målt etter opprøk mm	Totalt mm	Ensidig mm	Ensidig korrosjon mm/år
1	juli 1987	20	**14,266 14,196	14,071 14,041	0,195 0,155 0,17 2	0,0875	0,0525
2	juni 1991	67	14,2*	13,477	0,72	0,36	0,064
4	mai 1995	114	12,424	11,97	0,454	0,227	0,0239
5	sept. 1988	34	12,407	12,107	0,3	0,15	0,0529

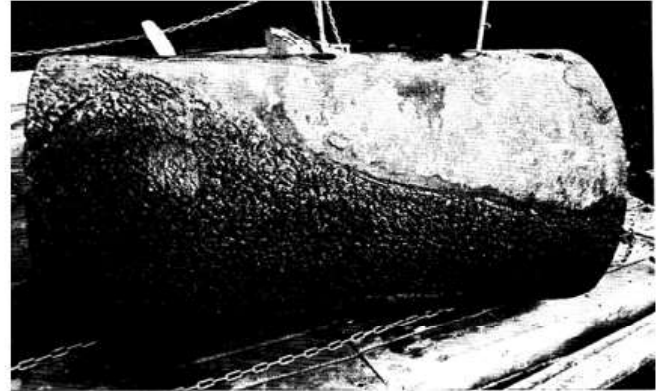


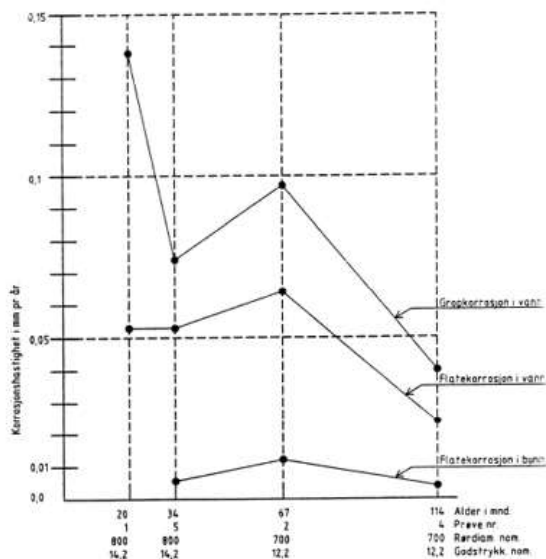
Foto av prøve nr. 5 sept. 1988, alder 34 mnd.

Det går fram at gropkorrosjon er godt utviklet i vann, mens rørdelen som har ligget i bunnslammet ikke har fått groper eller rustflak på overflaten.

1

E98B-6 korrosjon av stålrør ved Mjøsbrua

(Nils Rygg 1995)



Prove nr.	Tatt opp	Alder mnd.	Godstykkelse			Korrosjon mm pr. år
			På kanten	Midt i	Dybden av groper mm	
1	juli 1987	20	14,09	13,87	0,22	0,132
2	juni 1991	67	14,007	13,463	0,544	0,097
4	mai 1995	114	11,97	11,583	0,387	0,04
5	sept. 1988	34	12,28	12,07	0,21	0,074



Foto av prøve nr. 1 Sept. 1987

Etter 20 måneder er gropkorrosjonen meget markert.

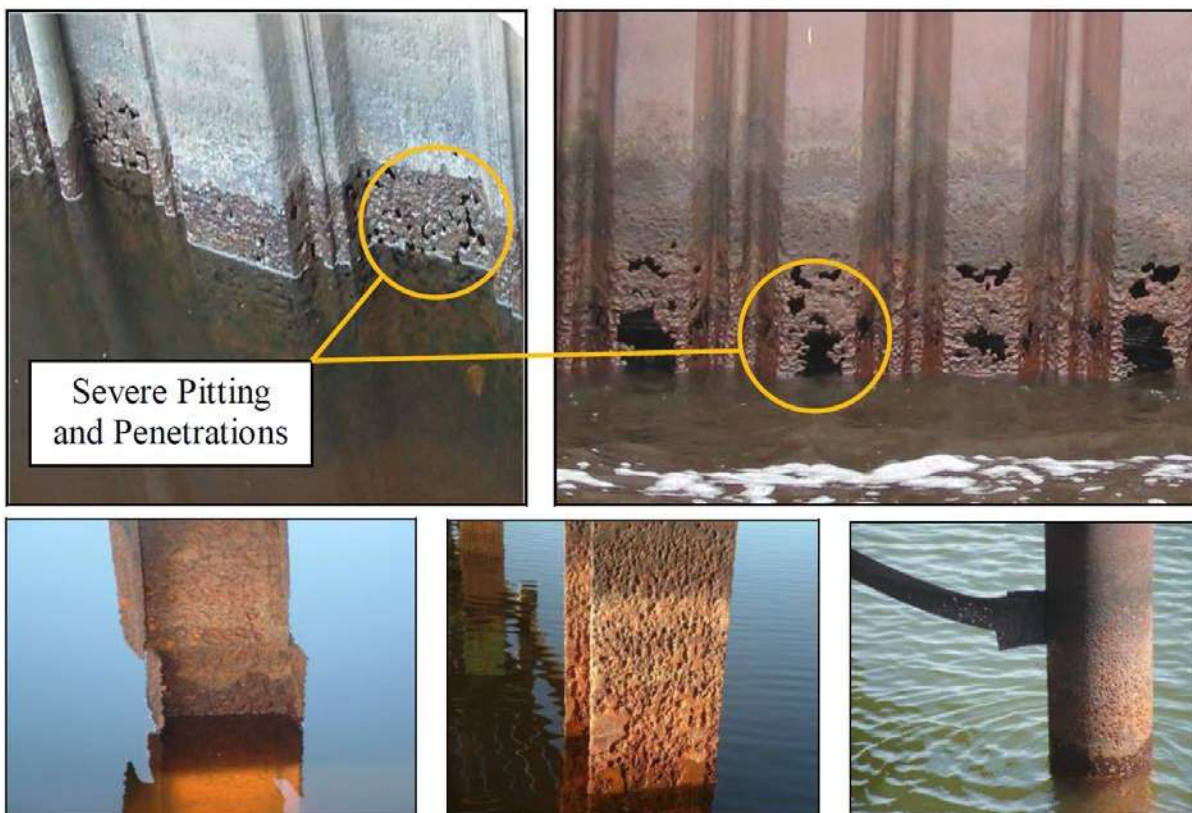
Måleresultatene er fremstilt grafisk der korrosjonshastigheten er avmerket for de enkelte prøvene mot prøvenes alder i måneder:

12

Figur 12. Korrosjon av stålrør ved Mjøsbrua 1985-1995 (Nils Rygg, 1995, rapport fra Vegdirektoratet E98B-6).

3.9 Korrosjonstesting i Duluth-Superior Harbor, Minnesota, USA

I 1998 ble det oppdaget alvorlige korrosjonsangrep på spuntvegger og perler i ulike kaianlegg i innlandssjøer og elver i staten Minnesota, USA (Clark et al., 2010; Lee et al., 2011). Både uniform korrosjon og gropkorrosjon ble oppdaget. Dette resulterte i igangsettelse av et stort forskningsprosjekt hvor målsettingen var å finne årsaken til korrosjonsskadene. For å undersøke dette ble prøveplater eksponert og fulgt opp over en 3 års periode med vekttapsmålinger, måling av gropdybde og lineærpolarisering (LPR). Typisk for disse innsjøene er at de er islagt i perioden desember til april. Figur 13 viser bilder av korrosjonsangrep på spuntvegger, strukturelementer og perler.



Figur 13. Typiske korrosjonsangrep på spuntvegger, strukturelementer og perler i karbonstål eksponert mot ferskvann (Clark et al., 2010).

Følgende observasjoner ble gjort på spuntvegger, strukturelementer og perler ved inspeksjon:

- Korrosjonsangrepene var mest alvorlig i vanddybde 0,5 til 3,3 m,
- Karbonstål eksponert i vanddybder på mer enn 3,3 m viste lite korrosjon,
- Karakteristiske korrosjonsangrep:
 - 0,2 – 1,3 m: Uniform korrosjon: 0,04 - 0,1 mm/år, Groper; store, gjennomtæring
 - 1,2 – 3 m: Uniform korrosjon: 0,02 - 0,07 mm/år, Groper: medium til små
 - > 3 m: Uniform korrosjon: 0,01 – 0,04 mm/år, Groper: små, etsing

Eksponeringsforsøkene og etterfølgende analyser gav følgende resultat:

1. Vekttapsmålinger og LPR dokumenterte uniform korrosjonshastighet tilsvarende det som ble funnet under inspeksjonen av de virkelige strukturelementene,
2. Gropkorrosjon med dybder opp til 7,5 ganger uniform korrosjonshastighet ble registrert,

3. Korrosjonshastigheten var ikke lineær over tiden; Gropkorrosjon var mer aggressiv første året enn etterfølgende år.
4. Observasjon: På områdene med de alvorligste korrosjonsangrepene ble det registrert oransje tuberkler, se Figur 11.
5. Årsak til korrosjonsangrepene:
 - Ingen tegn til at sammensetningen av karbonstålet har noen betydning.
 - Analyse av vannkvalitet, temperatur, pH, salinitet og oksygen samsvarer med andre tilsvarende ferskvannseksponeringer
 - Årsaken er ikke lekkasjestrømmer
 - Hovedårsaken til problemene var med stor sannsynlighet MIC, se Figur 14
 - Fremtidig beskyttelse:
 - Belegg/maling
 - High Density Polyethylen (HDPE) (spesielt for beskyttelse mot is og korrosjon)
 - Katodisk beskyttelse (magnesium offeranoder – høy drivende spenning) – se Figur 15.



Figur 14. Tuberkler i områder med alvorlig korrosjon – før (venstre) og etter (høyere) rensing (men tuberkelen er ikke fjernet) (Clark et al., 2010; Lee et al., 2011).

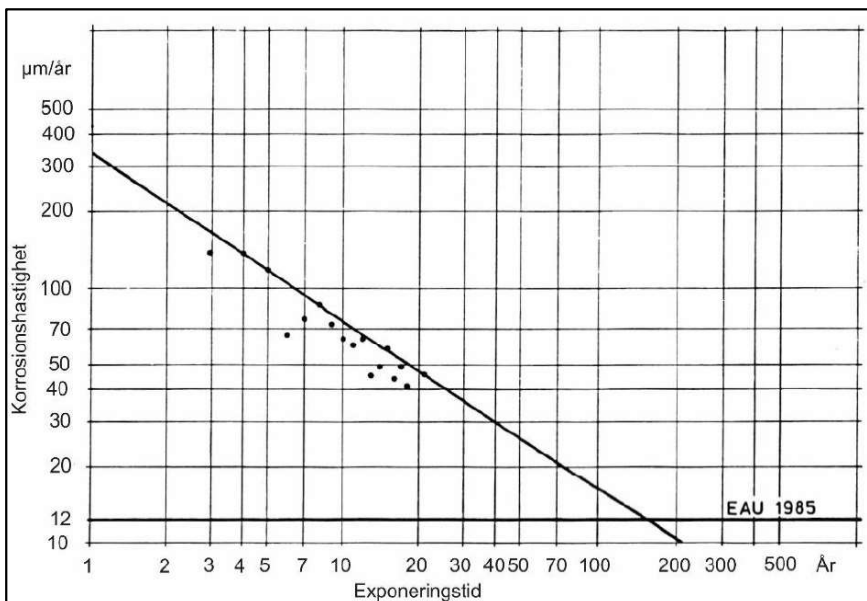
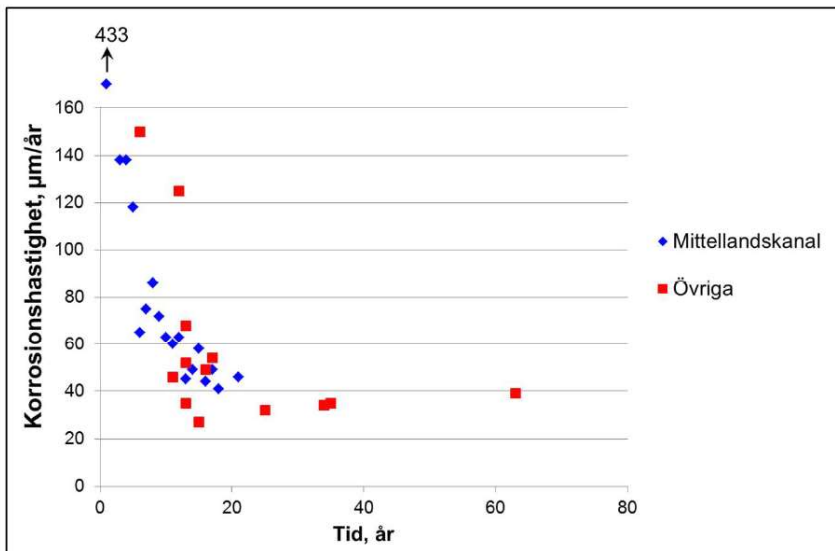


Figur 15. Pæler/rør som katodisk beskyttet (venstre) og ikke beskyttet (høyre) omtrent 1 år etter installasjon (Clark et al., 2010).

3.10 Effekt av eksponeringstid på korrosjonshastigheten

I svenske og tyske rapporter (Pålkommisjonen, 2015; Hein, 1990) har man dokumentert hvordan korrosjonshastigheten på stål i ferskvann har utviklet seg over tid. På slutten av 80-tallet analyserte man resultatene fra en rekke inspeksjoner, både ved å følge utviklingen på utvalgte anlegg i tillegg til at

resultatene fra et stort antall inspeksjoner på ulike anlegg ble analysert. I alle tilfeller fokuserte man på det mest korrosjonsutsatte området som var vannlinjen. Som det fremgår av Figur 16 a) så faller korrosjonshastigheten raskt de første 10 årene og synes å stabilisere seg i området 30-40 $\mu\text{m}/\text{år}$ etter ca. 20 år. I tillegg har man i rapporten gjort en ekstra tolkning av resultatene som vist i Figur 16 b) hvor sammenhengen mellom korrosjonshastighet og tid er vist i en log-log-sammenheng. Figuren viser en relativt god overenstemmelse mellom korrosjonshastighet og eksponeringstid.



Figur 16. Maks. korrosjon i vannlinjen av karbonstål eksponert i ferskvann (Hein, 1990).

Girnau viste i en studie fra 1973 ultralydundersøkelser av stålsput i tyske ferskvannshavner fra 50-60 tallet med en servicetid på 20-50år. I Tabell 2 ser vi korrosjonshastigheten fordelt over lengden på spunten fra topp til bunn.

Tabell 2. Korrosjonshastigheten fordelt over lengden på spunten fra topp til bunn i tyske havner (Girnau, 1973).

Zon	Medelavfrätning, $\mu\text{m}/\text{år}$
Atmosfärszonen	10-50
Skvalpzonen	10-85
Undervattenzonen	10-32
Bottensediment	15

3.11 Oppsummering av korrosjonstillegg for pæler i ulike standarder

SSAB har laget en oversikt over anbefalte korrosjonstillegg (mm) for pæler og spuntvegger av stål eksponert i ferskvann og sjøvann (SSAB, 2021).

Tabell 3. oversikt over anbefalte korrosjonstillegg (mm) for pæler og spuntvegger av stål eksponert i ferskvann og sjøvann (SSAB, 2021)

Current European recommended values					
Required design working life	5 years	25 years	50 years	75 years	100 years
Common fresh water (river, ship canal, ...) in the zone of high attack (water line)	0,15	0,55	0,90	1,15	1,40
Very polluted fresh water (sewage, industrial effluent, ...) in the zone of high attack (water line)	0,30	1,30	2,30	3,30	4,30
Sea water in temperate climate in the zone of high attack (low water and splash zones)	0,55	1,90	3,75	5,60	7,50
Sea water in temperate climate in the zone of permanent immersion or in the intertidal zone	0,25	0,90	1,75	2,60	3,50
Ref. EN 1993-5:2007 Table 4-2					
Previous Swedish suggested values (referred to by Trafikverket for bridges)					
Required design working life	100 years				
<i>Including safety factor of 1,2-2,0</i>	Sötvatten	Förorenat sötvatten	Bräckt vatten	Havsvatten	
Luftzon	5,00		10,00	10,00	
Skvalpzon (water line)	20,00		30,00	30,00	
Undervattenzon	5*		10**	10**	
Botten	2,00		2,00	5,00	
* Vid strömmande vatten 10 mm och vid botten med eroderande sediment 20 mm.					
**Vid botten med eroderande sediment 30 mm.					
Ref. Pålkommisionen rapport 98 (Bengtsson 2000)					
New Swedish suggested values (Teknisk PM 4:2015, issued by PK, commissioned by Trafikverket).					
Required design working life	100 years				
<i>Probably including a safety factor of 1,5</i>					
Sötvatten	4,50				
Skiktat vatten	4,5-7,5				
Salt och bräckt vatten	7,50				
Ref. Pålkommisionen 2015					
Current Norwegian values					
Required design working life	5 years	25 years	50 years	75 years	100 years
Common fresh water (river, ship canal, ...) in the zone of high attack (water line)	1,00	5,00	10,00	15,00	20,00
Very polluted fresh water (sewage, industrial effluent, ...) in the zone of high attack (water line)	0,50	2,50	5,00	7,50	10,00
Sea water in temperate climate in the zone of high attack (low water and splash zones)	1,50	7,50	15,00	22,50	30,00
Sea water in temperate climate in the zone of permanent immersion or in the intertidal zone	0,50	2,50	5,00	7,50	10,00
Ref. NS-EN 1993-5/NA:2010 table NA.4.2					
Finish values - 100years condition					
	Sea	Inland			
Air zone, HW + 1,5m	4	3			
Splash zone HW +1,5m - NW -1,5m	10	6			
In water column NW -1,5m	4	3			
Botten -1,5m	2	2			

viser en oppsummering av korrosjon på karbonstål i ferskvann fra ulike undersøkelser og fra standarder.

Tabell 4. Oppsummering av korrosjon på karbonstål i ferskvann fra feltundersøkelser og standarder.

Land/Sted	Eksp.tid (år)	Uniform korrosjon (mm/år)			Grop korrosjon (mm)	Ref.
		Skvalpesone	Vannsøylen	Bunn		
Mjøsbrua	35	-	0.03 – 0.1	-	I bunnen	Mjøsbrua, 2018
NRL	16	-	0.04	-	0.06 – 0.19	NRL, 1975
Minnesota	3	0.04 – 0.1	0.02 – 0.07	0.01 – 0.04	Store groper	Clark, 2010 Lee, 2011
Tyskland	> 20	0.03-0.04	-	-	Ikke spesifisert	Hein, 1990
Sverige	-	0.2	0.05	0.02	-	Pålkommisjonen, 1998
Sverige	-	0.045	0.045	0.045	-	Pålkommisjonen, 2018
Canada	2		0.05-0.08		-	Lyman, 1961
USA	8		0.03-0.11		-	Lyman, 1961
Nigeria	42 dager		73.5			Umeozokwere, 2016
New Zeeland	-	0.05	0.025			CTG1006, 2009
Eurocode 3 ¹⁾	-	0.014	-	-	Ikke spesifisert	Eurocode 3, 1993
Finland	-	0.06	0.03	0.02	Ikke spesifisert	SSAB, 2021
Norge ¹⁾	-	0.2	0.2	0.2		NS-EN 1993-5

¹⁾ Basert på 100 års levetid

4 Mikrobiell industert korrosjon (MIC)

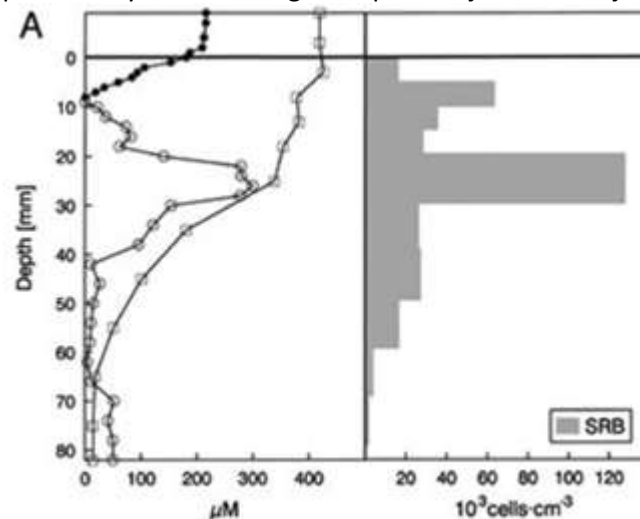
4.1.1 Introduksjon

Mikrobiell korrosjon (MIC = 'Microbiologically Influenced Corrosion') er en prosess der mikroorganismer forårsaker korrosjon i metaller eller i andre materialer (f.eks. betong). MIC i metaller som rustfritt stål er assosiert med gropkorrosjon som lett kan gi gjennomrusting og hull i metallet. De mest kjente mikroorganismer som er assosiert med MIC er sulfatreduserende prokaryoter (SRP) som kun formerer seg i et komplett oksygenfritt miljø. Disse kan slektsmessig tilhøre både bakterier (SRB) og archaea (SRA). Imidlertid er MIC primært assosiert med SRB, og betegnelsen SRB vil derfor bli benyttet i resten av dette kapittelet. Som navnet tilsier, reduserer disse bakteriene sulfat og danner korrosivt og surt sulfid som redusert produkt ved oksydasjon av organiske forbindelser. De globale kostnadene relatert til korrosjon er estimert til å være ca. \$2.9 trillioner US dollar i 2018 (Little et al., 2020), og av disse er MIC estimert å representere ca. 20% (Flemming, 1996).

MIC kan opptre samtidig med abiotisk korrosjon, og som ved all biologisk aktivitet kreves det tilstedeværelse av vann og temperaturer som ikke steriliserer miljøet. Ulike typer mikroorganismer kan forårsake MIC under ulike betingelser. For eksempel kan MIC forekomme over et svært stort temperaturområde, fra nært frysepunkt opp mot kokepunkt, men temperaturer som gir generelt god bakterievekst (10-30°C) er spesielt utsatt. MIC er et problem i mange ulike industrier hvor biofilmer dannes på metalloverflater. Systemer med høye mikrobielle konsentrasjoner, dårlige eller vanskelig tilgjengelige kontrollmuligheter, og stagnante betingelser med lite vannutskiftning, er spesielt utsatte.

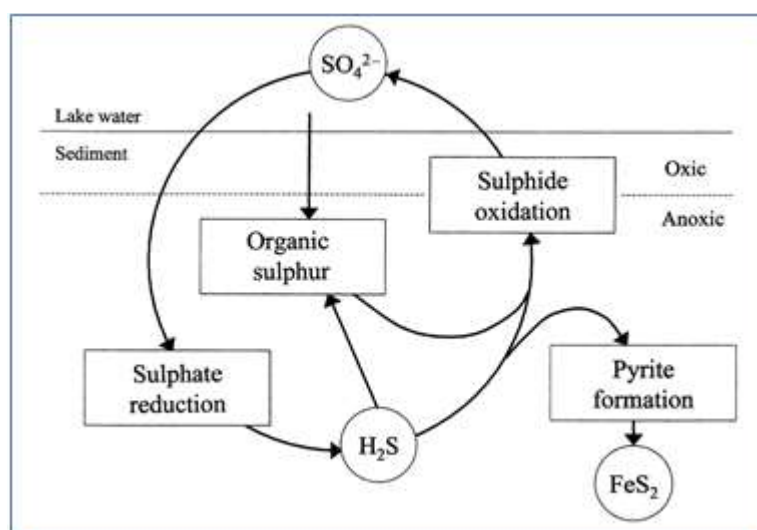
4.1.2 Kilder

Som nevnt vokser SRB kun under strikt oksygenfrie omgivelser og defineres derfor som *obligat anaerobe mikroorganismer*. I et vannmiljø vil derfor kildene til slike mikroorganismer være oksygenfrie, og de naturlige kildene til disse organismene er derfor vanligvis oksygenfrie sedimenter, samt oksygenfritt ('råtten') bunnvann som forekommer både marint og i ferskvann (Demaison and Moore, 1980; Piker et al., 1998). Typiske vertikale sedimentprofiler knyttet til SRB og sulfidproduksjon i en innsjø er vist i Figur 17.



Figur 17. Dybde profiler i sediment av oksygen (●), sulfat (□), and sulfid (○), samt vertikal distribusjon av SRB i en tysk næringsfattig (oligotrof) innsjø, Stechlinsjøen (Sass et al., 1997).

I ferskvannsedimenter (så vel som i marine sedimenter) eksisterer det en svovelsyklus, der oksydert svovel (sulfat, SO_4^{2-}) i oksygenrikt vann over sedimentene transporteres ned i sedimentene og omdannes (reduseres) til sulfid (H_2S) eller elementært svovel (S_0) i fravær av oksygen (anoksiske sedimenter) ved mikrobiell sulfatreduksjon (Figur 18). Sulfid kan så re-oksyderes i sedimentene, både i de øvre oksygenerte og dypere anoksiske lag av sedimentene, enten ved kjemiske eller biologiske prosesser (Holmer and Storkholm, 2001). Alt i alt vil denne svovelsyklusen være med på å opprettholde og fornye et reservoar av sulfat i ferskvannsystemer.



Figur 18. Skjematisk presentasjon av svovelsyklusen i ferskvannssedimenter (Holmer and Storkholm, 2001).

Ferskvannsedimenter er ofte mindre rike på sulfider enn marine sedimenter (Jørgensen, 1990). Dette skyldes sannsynligvis at sulfat-konsentrasjoner i ferskvann er lavere enn i naturlig sjøvann. Med en normalkonsentrasjon på ca. 28 mM (2700 mg/L) i sjøvann er sulfat det anionet med nest høyest konsentrasjon i sjøvann ved salinitet på 35.

Innsjøer inndeles gjerne i henhold til næringsinnhold i oligotrofe og eutrofe sjøer. Eutrofiering er assosiert med tilførsel av næringsstoffer og påfølgende algeoppblomstring, mens oligotrofe sjøer, som er typiske i Norge, er næringsfattige og har lav planteplanktonproduksjon. Eutrofe sjøer er også assosiert med høyt innhold av organisk materiale og med høyere sulfatkonsentrasjoner enn oligotrofe sjøer, hvor mineralisering av organisk materiale er dominert av oksygenavhengig nedbrytning organisk materiale (David and Mitchell, 1985; Rudd et al., 1986). Mens oligotrofe sjøer generelt har en sulfatkonsentrasjon $<300 \mu\text{M}$ (29 mg/L) har ofte eutrofierte sjøer sulfatkonsentrasjoner på 700-800 μM (67-76 mg/L) (Holmer and Storkholm, 2001). Mjøsa, som tidligere var sterkt påvirket av avrenning av næringssalter, er i dag betraktet som en oligotrof innsjø med god økologisk tilstand med hensyn til effekter av næringssalter og organisk belastning, og målte sulfatkonsentrasjoner ligger mellom 3.9 til 4.2 mg/L sulfat (Thrane et al., 2021).

Det foregår også konkurrerende prosesser til sulfatreduksjon i anoksiske sedimenter, bla. metanogenese (metanproduksjon), og i de dypere lag av sedimentene vil ofte metanogenese være den viktigste prosessen for mineralisering av organisk materiale (Takii et al., 1997). De anoksiske sediment-sjiktene deles ofte inn i en dypere metanogensone og en grunnere sulfatsone, hvor hhv. metanogenese og sulfatreduksjon er dominerende. I sulfatsonen vil ofte SRB kunne utkonkurrere metanogener pga. bedre affinitet for felles næringsstoffer (Laanbroek and Pfennig, 1981; Lovley and Klug, 1983), samt at produsert sulfid vil være toksisk for metanogener (Visser et al., 1996).

4.1.3 Mikrober assosiert med MIC

Siden MIC primært er assosiert med SRB, og disse har sine naturlige kilder primært i anoksiske sediment-sjikt, er altså prosessen assosiert med fravær av oksygen og med strikt anaerobe mikroorganismer. SRB er mer assosiert til funksjon (sulfatreduksjon/sulfidgenerering) enn til noen slektsmessig (taksonomisk) gruppe, og de tilhører derfor mange ulike slekter/arter. De kan vokse med preferanse både for midlere vanntemperaturer (mesofiler) med optimum 20-40°C, og ved høye vanntemperaturer (termofiler) med optimum 50°C-70°C. Ved hjelp av ulike karakteristika kan disse mikrobene inndeles i gram-negative mesofile SRB, gram-positive spore-dannende SRB, termofile SRB og termofile archaea (Castro et al., 2000), som vist i Tabell 4. De fleste slektene av SRB gruppert som Gram-negative og mesofile bakterier. Også kuldeelskende (psykrofile) SRB (optimal vekst ved 0-10°C) har blitt påvist i kalde miljøer, bla. i Arktis (Knoblauch et al., 1999; Dev et al., 2021). I en studie av 200 prøver fra 14 ulike økosystemer (marin og ferskvann, oljereservoarer og menneskeskapt infrastruktur) ble det påvist at disse mikrobene finnes "overalt", men med størst slektsmessig variasjon i marine miljøer (Vigneron et al., 2018).

Selv om SRB tilhører slektsmessig varierte grupper, har de noen felles egenskaper. De bruker sulfat (ev. andre oksyderte former for svovel) som elektronakseptorer. Sulfat kan reduseres enten ved en dissimilatorisk (respiratorisk) reduksjon til sulfid, eller assimilatorisk der svovel inkorporeres i aminosyren cystein og inngår i oppbygging av biomasse. MIC er assosiert med dissimilatorisk sulfatreduksjon og generering av sulfid. En rekke enzymer inngår i prosessen, og noen av disse kan benyttes for deteksjon og kvantifisering av SRB, ved at enzymenes gener har konserverte gensekvenser på tvers av mikrobene slektsmessige variasjoner. Blant annet er genene som koder for enzymene APS reduktase og dissimilatorisk sulfitt reduktase benyttet i molekylærbiologiske metoder for deteksjon og kvantifisering ved PCR-basert metodikk (Kondo et al., 2004; Ben-Dov et al., 2007; Nasser et al., 2017). Slike metoder gir raskere og sikrere svar enn tradisjonelle metoder. De tradisjonelle metodene er vanligvis basert på dyrking i selektive media, krever lang inkubasjonstid (14-28 dager) og er begrenset til de SRB-grupper som vokser på de definerte media. Det er dessuten utviklet

kommersielle 'kits' for testing i felt bla. 'Rapid SRB Detection Pouch' fra 3M, 'QuickChek™ SRB Detection System' fra Hach og 'Anaerobic culture gel test tube/SRB Test Kit' fra Dip-Slide. Metoder for deteksjon og kvantifisering av SRB er nærmere beskrevet under.

Tabell 5. Karakteristika ved klassifisering av representative SRP (Castro et al., 2000).

	Shape	Motility	GC content of DNA (%)	Desulfovirin	Cytochromes	Oxidation of acetate	Growth temp. (°C)
Gram-negative mesophilic SRB							
<i>Desulfobulbus</i>	lemon to rod	-/+	59-60	-	b, c, c ₃	I ^a	25-40
<i>Desulfomicrobium</i>	ovoid to rod	+/-	52-67	-	b, c	I	25-40
<i>Desulfomonas</i>	rod	-	66	+	c	I	30-40
<i>Desulfovibrio</i>	spiral to vibrioid	+	49-66	+/-	c ₃ , b, c	I	25-40
<i>Desulfobacter</i>	oval to rod	+/-	44-46	-		C ^b	20-33
<i>Desulfobacterium</i>	oval to rod	+/-	41-52	-	b, c	C	20-35
<i>Desulfococcus</i>	spherical or lemon	-/+	46-57	+/-	b, c	C	28-35
<i>Desulfomonile</i>	rod	-	49	+	c ₃	C	37
<i>Desulfonema</i>	filaments	gliding	35-42	+/-	b, c	C	28-32
<i>Desulfosarcina</i>	oval rods or coccoid, packages	+/-	51	-	b, c	C	33
Gram-positive spore-forming SRB							
<i>Desulfotomaculum</i>	straight to curved rods	+	48-52	-	b, c	I/C	most 25-40, some 40-65
Bacterial thermophilic SRB							
<i>Thermodesulfobacterium</i>	vibrioid to rod	-/+	30-38	-	c ₃ , c	I	65-70
Archaeal thermophilic SRB							
<i>Archaeoglobus</i>	coccoid	+/-	41-46	-	n.r. ^c	I	64-92

^aI, incomplete.

^bC, complete.

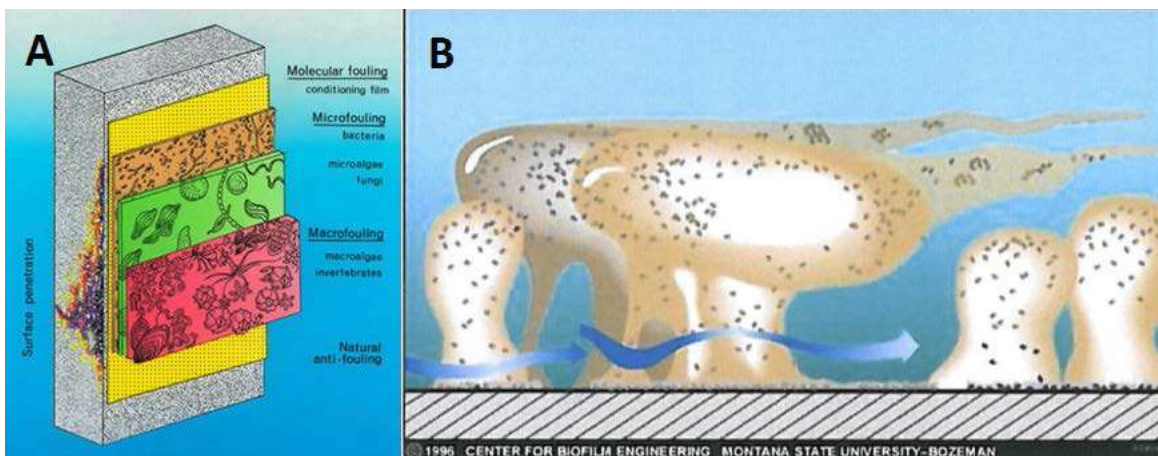
^cn.r., not reported.

I tillegg til SRB er også MIC assosiert med andre typer mikrober, bla. jernbakterier, også kalt jernkyderende bakterier (FeOB), og nitratreducerende bakterier (NRB). FeOB krever redusert jern (Fe(II)) som primær energikilde og kan bidra til MIC. Eksempler på slike mikrober i ferskvann er bakterier som tilhører slektene *Gallionella*, *Rhodoferrax*, *Sideroxydans*, *Leptotrix*, og *Sphaerotilus* (Emerson, 2018). FeOB kan også bruke nitrat som elektronakseptor i oksygenfrie miljøer, og groppkorrosjon er assosiert med biofilmer av disse bakteriene. Nitratreduksjon er generelt spredd over mange bakteriegrupper av gram-negative og gram-positive bakterier (Philippot, 2005). Et fellestrekk for NRB er at de har et membranbundet enzym kalt nitrat reduktase, og genet som koder for dette enzymet kan benyttes for deteksjon av disse bakteriene (Petri and Imhoff, 2000; Philippot, 2005).

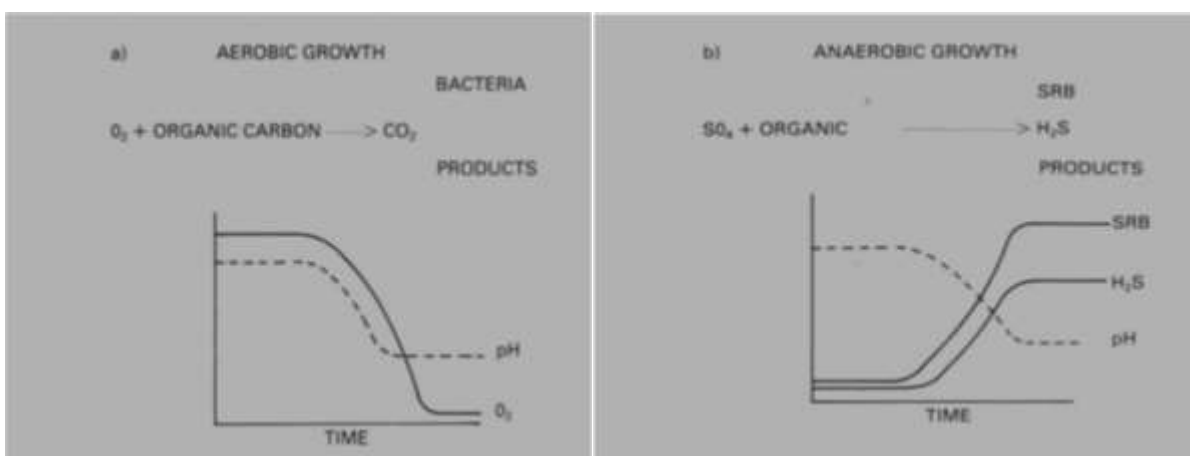
4.1.4 Mikrobielle mekanismer assosiert med MIC

Som beskrevet over er de fleste mikrober assosiert med MIC anaerobe, dvs. at prosessene foregår under fravær av oksygen. MIC kan derfor foregå i vandige miljøer der oksygen enten er fraværende, eller har blitt forbrukt. Biofilmer vil bygges opp av oksygen-forbrukende mikrober, og kombinasjonen av oksygenforbruk og mangel på oksygentilgang vil skape gunstige betingelser for vekst av anaerobe mikrober innerst i en biofilm. Typiske biofilmer blir bygd opp suksessivt av mikro- og makro-organismer, som vist i Figur 19A. Overflater som settes ned i vandige miljøer vil fort dekkes med et lag av organisk materiale, avhengig av vanntilstand. Beleggdannelse vil skje fortere i eutrofe enn i oligotrofe vann, siden førstnevnte vil ha høyere konsentrasjoner av løst organisk materiale. Slik beleggdannelse vil raskt etterfølges av etablering av mikrobefunn av vegetative celler. Disse vil under oppbyggingen av biofilmer produsere slim-materiale (EPS = ekstracellulær polymersubstans). EPS består hovedsakelig av polysakkarider (sukker) og proteiner, og vil utgjøre det meste av biofilmens volum, mens mikrobene ligger beskyttet i biofilmen og kan utnytte noe av EPS-materialet som næringskilder. Slike biofilmer er ikke homogene strukturer, men danner ujevne belegg, med vegetative celler innkapslet i EPS (Figur 19B).

Under akkumuleringen av en biofilm, vil som sagt de aerobe oksygenavhengige mikrobenne forbruke oksygenet, og anoksiske betingelser vil opptre innerst i biofilmen, på interfasen mellom den faste flaten og biofilmen (Figur 20). Dersom den faste flaten er metall, f.eks. stål, kan MIC-prosesser opptre gjennom metabolske aktiviteter av SRB (Figur 20). Strikt anaerobe SRB, som krever redoks-potensialer (Eh) lavere enn -100mV (Postgate, 1984), vil få fordelaktige betingelser. SRB vil redusere tilgjengelig sulfat til sulfid gjennom heterotrof metabolisme (forbruk av organisk materiale), noe som ytterligere vil senke pH. Sulfid, som er toksisk for mange andre organismer, kan dessuten redusere vekst av konkurrerende mikrober. Påfølgende vekst av makro-organismer kan også påvirke underliggende biofilmer og MIC-prosesser (Li and Ning, 2019; Permeh et al., 2021). MIC assosiert med biofilm-dannelse er velkjent fra en rekke industrielle systemer, som offshore stålkonstruksjoner and skipsskrog, betong og stål i transport- og behandlingssystemer for kloakk, og fra ulike rør og tanksystemer rustfritt stål (Loto, 2017).

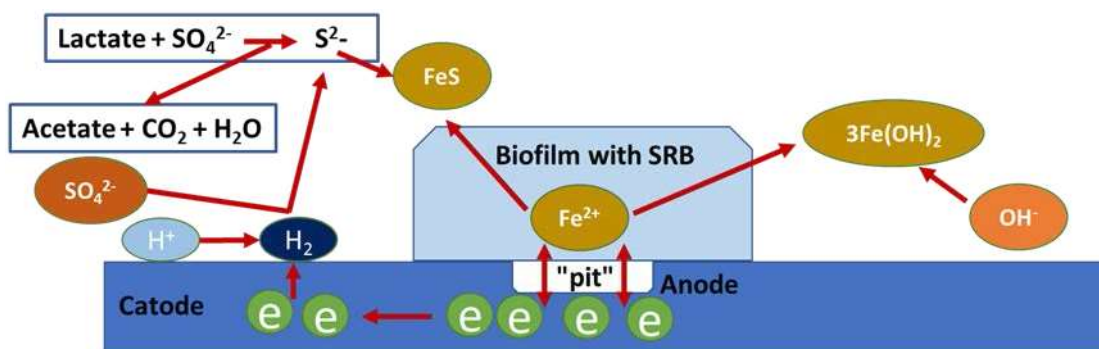


Figur 19. A) Suksessiv oppbygning a biofilmer på faste overflater, fra filmer med organisk materiale, mikrobebelegg, og påfølgende oppbygging med makrofauna (alger, sopp, invertebrater). B) en visualisering av en mikrobiell biofilm, bestående av vegetative celler innkapslet i et ujevnt matriks av EPS (Kilde: Centre for Biofilm Engineering, Montana State University; Bozeman).



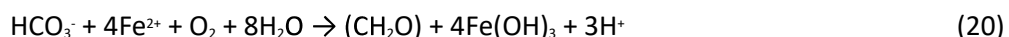
Figur 20. Mikrobielle prosesser ved oppbygningen av biofilmer ved nærvær av SRB. A) I en innledende fase forbrukes organisk karbon og oksygen av aerobe bakterier, og oksygen-konsentrasjoner og pH senkes i biofilmen. B) SRB vekst vil så aktiveres ved at tilgjengelig sulfat (eller andre oksyderte svovelkilder) reduseres til sulfid, noe som resulterer i ytterligere pH-reduksjon.

MIC-mekanismer assosiert med SRB og gropkorrosjon er fortsatt ikke helt klarlagt. En foreslått prosess er at mekanismene er en kombinasjon av elektrokjemiske og biologiske prosesser. Når biofilmer er ujevnt fordelt over en stålfate (Figur 19B), vil det etableres en galvanisk celle (Figur 21). Under filmen med aktivt voksende SRB (anode), vil jern i form av Fe^{2+} bli elektrokjemisk løst fra stålet, og dette vil resultere i elektrontransport og hydrogenproduksjon på den katodiske siden. Disse reaksjonene vil så skape korrosjon under de voksende SRB-koloniene. SRB vil oksydere organisk materiale (eksemplifisert med laktat i Figur 21) til acetat og sulfid, og bakteriene vil også forbruke hydrogen ved reduksjon av sulfat til sulfid. Dette vil igjen reagere med løst jern (Fe^{2+}) og danne jernsulfider (FeS). Reaksjonene er summert i lign. (17) - lign. (19), samt illustrert i Figur 21.



Figur 21. Antatte prosesser relatert til biofilmer, SRB og gropkorrosjon (Muyzer and Stams, 2008). Prosessene er nærmere beskrevet i teksten.

Som nevnt kan også MIC forårsakes av jernoksyderende bakterier (FeOB). Mekanismene relatert til MIC og FeO er mindre kjent og studert enn for SRB, men kan deles inn i kjemolitoautotrof (eller kjemosyntetisk) eller heterotrof metabolisme (Emerson, 2018). Litoautotrofi knyttes til bakterier som kan få energi fra oksydasjon av redusert jern (Fe^{2+}) som eneste elektrondonor, og så bruke denne energien til CO_2 -fiksering som cellens primærkilde til oppbygning av organisk materiale:

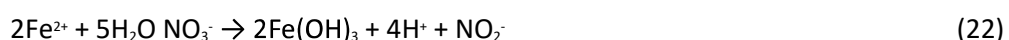


Ved heterotrof metabolisme katalyseres oksydasjon av Fe^{2+} aktivt, men energi skaffes ikke fra prosessen, samt at det ikke fikseres CO_2 :



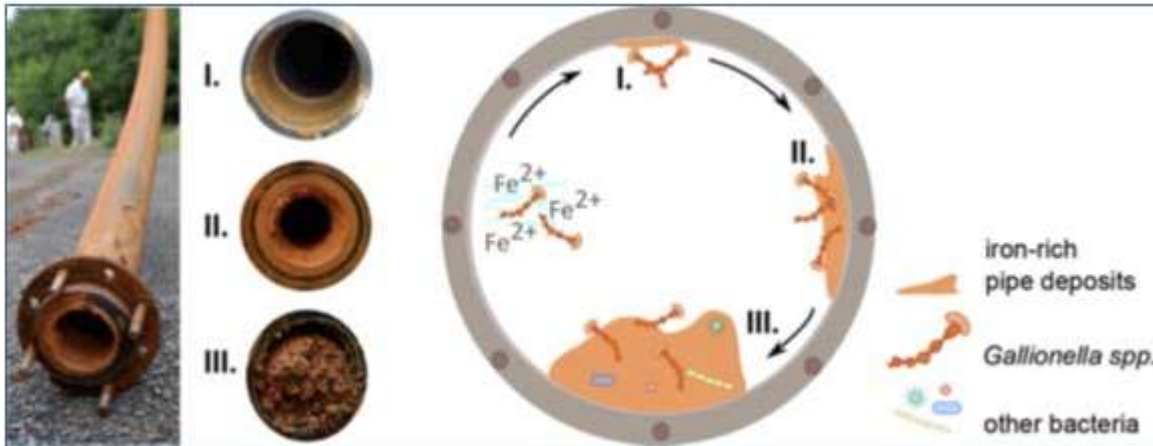
Mens MIC assosiert med SRB er strikt anaerob, kan FeOB-assosiert MIC være oksygen-avhengig, som vist i lign. (20) og lign. (21), ved at oksygen benyttes som elektronakseptorer.

Anaerobe FeOB er gjerne assosiert med nitrat-reduksjon, der nitrat brukes som elektronakseptor i stedet for oksygen, og jernoksid dannes som vist i lign. (22) (Miot et al., 2009):



Det første trinnet i nitratreduksjonen er produksjon av nitritt, som også kan kobles til kjemisk oksydasjon av Fe^{2+} (Carlson et al., 2013).

FeOB prosesser kan derfor foregå i miljøer der det er tilgang på oksygen. Jernoksid som dannes ved FeOB-assosiert MIC kan gi en gjengroing av rør-systemer, som vist i Figur 22.



Figur 22. Eksempel på 'biofouling' i et vannrør av stål med oppbygning av jernoksider pga vekst av FeOB. I dette tilfellet er primærkilden til Fe(II) vannet, ikke stålrøret, og er assosiert med bakterien *Gallionella* sp. (Wang et al., 2014).

4.1.5 Deteksjon og kvantifisering av mikrober assosiert med MIC

Tradisjonelt har det vært benyttet dyrkingsmetodikk for påvisning og kvantifisering av mikrober assosiert med MIC. Den klassiske metoden for kvantifisering av SRB har vært å tilsette prøver til et dyrkingsmedium under anoksiske betingelser som inneholder jernsulfat (FeSO_4), og med laktat eller acetat som karbonkilder (Postgate, 1984). Positiv vekst av SRB har blitt påvist visuelt i form av svart tungløselig FeS (Figur 23). Ved å lage fortytningserier og måle vekst i de høyeste fortytningene, kan man kvantifisere veksten ved såkalt 'most probable number' (MPN) metodikk. Begrensingene med denne metodikken er at man kun fanger opp de SRB-typer som vokser på laktat (eller acetat) som karbonkilde, samt at testene tar lang tid (standard inkubasjonstid er 28 dager). En fordel med testene er at man kun fanger opp aktivt levende bakterier, samt at testene enkelt kan tilpasses bruk i felt.



Figur 23. SRB dyrkingsmedia med positiv (venstre) og negativ (høyre) vekst av SRB.

Kommersielle varianter av dyrkingsmetodikken med kortere test-tider er utviklet, bla. 'Rapid SRB Detection Pouch' fra 3M og 'Anaerobic culture gel test tube / SRB Test Kit' fra Dip-Slide.

Også enzymtester er benyttet for feltanalyser, bla. 'QuickChek™ SRB Detection System' fra Hach. Dette test-kitet er basert på enzyme APS-reductase som er tilstede i SRB og kan utføres i løpet av minutter. Slike tester kan påvise også SRB som ikke lar seg dyrke i standard dyrkingsmedia.

De sikreste og mest sensitive analysene utføres imidlertid vha. molekylærbiologiske analyser, oftest basert på PCR ('polymerase chain reaction')-metodikk. Slike analyser kan enten utføres ved PCR amplifikasjon av enkeltgener, ved karakterisering av mikrobielle samfunn (f.eks.) i en biofilm (mikrobiom-analyser), eller ved karakterisering av komplette genstrukturer (både mikrobetyper og funksjonelle gener) som såkalte metagenom-analyser. Mikrobiom- og metagenom-analyser er i ferd med å bli standard metoder i de fleste mikrobiologiske laboratorier og kan dessuten utføres kommersielt til relativt lave kostnader ved 'high-throughput' metodikk. Tolkinger av data fra mikrobiom-analyser av f.eks. biofilmer assosiert med MIC vil kunne gi en god oversikt over MIC-relaterte mikrober i relasjon til andre typer mikrobe-samfunn i miljøet. Selv om enkelte av de molekylærbiologiske metodene (spesielt metagenom-analyser) krever spesiell kompetanse og en del dataprosessering, kan slike analyser gi svært god informasjon både om mikrobefunn og funksjonelle gener i relasjon til pågående MIC-prosesser. Spesifikke kvantitative gentester kan også etableres for de enkelte mikrobegrupper vha. kvantitativ PCR (qPCR) eller digital PCR (dPCR), og slike metoder er godt etablert for kvantifisering av SRB ved PCR-amplifikasjon av genene for APS-reduktase (Friedrich, 2002; Nasser et al., 2017) og dissimilatorisk sulfitt reduktase (Wagner et al., 1998; Kondo et al., 2004). En rekke andre metoder er også beskrevet for deteksjon og kvantifisering av mikrober, og en oversikt over metoder brukt innen olje- og gassindustrien (mange av relatert til MIC-problematikk) er oppsummert i (Skovhus et al., 2017).

Tabell 6. En oversikt over typiske molekylærbiologiske metoder brukt for påvisning av mikroorganismer i olje- og gassindustrien (Skovhus et al., 2017).

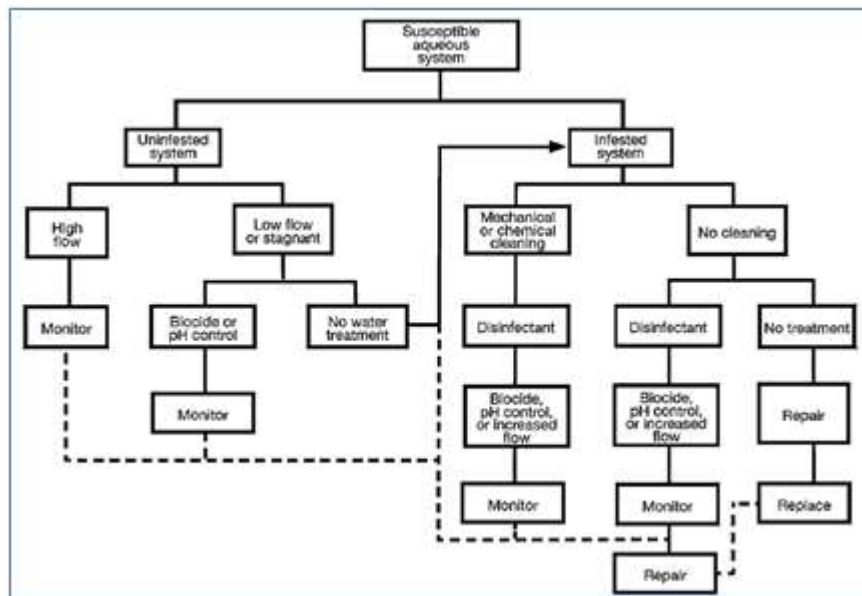
Information obtained from the in situ microbial consortium	Diversity and abundance – Which microorganisms are there and how many?	Function – What are these microorganisms doing?	Activity – How metabolically active are they?
Microbial ecology categories	Abundance, types of microorganisms (community diversity) and spatial distribution	Functional characteristics of microbial consortia and expression of functional genes	Cellular activity and expression of metabolic pathway genes
Selected methods to answer questions on the in situ microbial consortia	qPCR of 16S rRNA and key functional genes Microscopy with FISH (fluorescence in situ hybridization) Enzymatic assays Culturing specific strains Live/dead stains DGGG (denaturing gradient gel electrophoresis) T-RFLP (terminal restriction fragment length polymorphism) Next Generation Sequencing (NGS)	Metagenomics Metatranscriptomics Metaproteomics Micro Arrays FISH staining functional groups (e.g. SRB)	Quantification of RNA levels (by RT-qPCR) Metabolomics Measure of ATP levels General or specific enzymatic activity assays SIP (stable isotope probing) Specific Process measurements CARD-FISH (catalysed reported deposition FISH) MAR-FISH (microautoradiography FISH)

4.1.6 Kontroll og behandling av MIC

Som nevnt over, er MIC i stor grad relatert til dannelse av biofilmer, så sant ikke miljøet i seg selv er oksygenfritt. Vandige miljøer som ikke steriliseres vil kunne gi påslag av biofilmer på faste overflater, på interfaser mellom ikke-blandbare væsker (f.eks. olje og vann), samt i miljøer med høyt partikkelnivå. I alle disse tilfellene vil det kunne dannes oksygenfrie miljøer inne i filmene. MIC vil opptre raskere i miljøer med

lite enn mye vanngjennomstrømning, der oksygenfrie betingelser raskt kan kunne oppstå. Men man skal også være oppmerksom på at miljøer med stor vanngjennomstrømning vil kunne gi mye tilførsel av bakterier og oppbygning av biofilmer. Monitorering er derfor viktig.

Et flytskjema for behandling av MIC-utsatte systemer er vist i Figur 24 (Little et al., 2020).



Figur 24. Flytskjema for behandling av MIC-utsatte systemer (Little et al., 2020).

I et ikke-infisert system vil monitorering og ev. preventiv biocid-behandling være viktige, mens det i et infisert system vil være aktuelt med mekanisk og/eller kjemisk rensing, mulig sanering/reparasjon av skadet materiell, og desinfisering. Deretter vil det være behov for monitorering og ev. biocid-kontroll, som for ikke-infiserte systemer (Figur 24).

Sanering:

Sanering kan utføres ved å rense opp alle MIC-kilder, eller å skifte ut skadet materiale. Dette kan utføres som en kombinasjon av fysisk opprensning, mekaniske endringer og bruk a biocider. Skadet metall kan dessuten erstattes med mer MIC-bestendig stålqualität. Men sanering trenger ikke være noen god løsning, dersom metallet fortsatt blir eksponert for det miljøet som opprinnelig forårsaket skadene.

4.1.6.1 Fysisk behandling:

I rørsystemer er pigging en metode som brukes, ved at plugger beveges i rørsystemene for å løsne tuberkler og utfellinger av rust mekanisk. Vellykket pigging kan imidlertid gi renere overflater som representerer aktive anoder (Figur 21), og som potensielt kan akselerere korrosjon, samt at pigging også kan stimulere for formering av nye biofilmer (Little et al., 2020).

4.1.6.2 UV-bestråling:

UV-bestråling kan drepe mikroorganismer ved å skade DNAet i mikrobene. Slik behandling vil imidlertid ikke være praktisk gjennomførbart i de fleste lukkede systemer. UV-bestråling kan også ha begrenset effekt på biofilmer, og kun drepe det ytterste laget av mikrober, dersom biofilmens matriks beskytter mot effektiv penetrering av UV-lyset. Den døde biomassen kan i så tilfelle bli næring for mikrobene dypere ned i biofilmen. Mikrober vil også ha ulik motstandskraft mot UV-bestråling, og det er detektert mikrober med

høy motstand mot UV-bestråling, bla. gjennom beskyttelse ved aggregering av cellene (Blatchley III et al., 2001).

4.1.6.3 *Ultralyd-behandling:*

Ultralyd danner kavitasjonsbobler i vannet som kan ta knekken på bakterier når de kollapser (Pound et al., 2005). Effektiviteten til ultralyd har imidlertid aldri blitt testet ut og verifisert i MIC-sammenheng.

4.1.6.4 *Kjemisk behandling/biocider:*

Den vanligste metoden for å kontrollere MIC er bruk av biocider, med eller uten kombinert rensing. Bruk av biocid kan være problematisk, bla. på biofilmer, ved at behandlingen kun kan være delvis effektiv. Polymermatriksen i biofilmene (EPS) kan beskytte mot kjemikaliebehandlingen, ulike grupper av mikrober har forskjellig toleranse mot biocider, og det kan dessuten etableres biocid-resistente bakterier i biofilmene. Dessuten kan død biomasse som følge av biocid-behandlingen fungere som næring for de motstandsdyktige bakteriene, noe som ytterligere vil kunne øke biofilmens motstandsdyktighet mot biocid-behandling. I vertfall bør man variere biocidene, slik at kjemikalier med ulike antibakterielle mekanismer kombineres. I tillegg bør kjemikaliebruk kombineres med opprensning og mekaniske endringer. Biocidene kan også kombineres med bruk av dispergeringsmidler for mest mulig effektivt resultat (Loto, 2017). Glutaraldehyd er ofte benyttet som biocid, men glutaraldehyd kan også være korrosivt som kjemikalium for karbonstål (Eid et al., 2018).

4.1.6.5 *Temperatur:*

Bakterier kan tolerere relativt store temperaturvariasjoner, og de kan dessuten klassifiseres ut fra temperaturkrav og -toleranse. Mikrober kan inndeles i termofiler (optimal vekst ved 50°C-70°C), mesofiler (optimal vekst 20-40°C) og psykofiler (optimal vekst 5°C eller lavere). SRB har representanter innen alle disse gruppene, og ulike temperaturer vil gi selektiv vekst av representanter for de ulike gruppene. Den eldste og kanskje vanligste metoden for å hindre mikrobiell vekst er varmebehandling. Den klassiske metoden er autoklavering, dvs. varmebehandling under trykk i 20 minutter ved 121 °C og et trykk på ca. 100 kPa. Alternativt kan det utføres tørrsterilisering, f.eks. 180°C i 30 minutter. Disse temperaturene hindrer aktivering av spore-dannende bakterier, som inneholder endosporer som De er motstandsdyktige mot ekstreme miljøbetingelser (varme, lys, inntørking, desinfeksjonsmidler), og som kan leve i årevis. Varmebehandling er imidlertid lite realistisk i praksis på stedet ('in situ'), unntatt i spesielle sammenhenger, og vil ofte også være svært energikrevende. Temperatur-baserte metoder er imidlertid kun hensiktsmessige og praktisk gjennomførbare i små lukkede systemer. De er derfor lite egnede for bruk i større rør og tank-systemer.

4.1.6.6 *pH:*

På samme måte som med varme vil pH være et seleksjonskriterium for bakterievekst, og ulike mikrobegrupper har ulik toleranse for pH. De fleste bakterier, inkludert SRB, foretrekker vekst i pH området 6-8. Imidlertid finnes det såkalte acidofile bakterier som vokser fortrinnsvis ved pH<4, og enkelte såkalte obligat acidofile bakterier kan ha optimal vekst helt ned til en pH på 0.7 (Sharma et al., 2012). Dette er gjerne bakterier som vokser i naturlig sure miljøer, f.eks i sur magesaft, svovel-holdige bassenger og varme kilder/geysirer. På tilsvarende måte finnes det bakteriegrupper som favoriserer vekst ved høy pH (alkalifile bakterier), som kan ha vekstoptimum ved pH 9 og høyere, enkelte opp til pH 12-13. På samme måte som at acidofile mikrober primært forekommer i naturlig sure miljøer, forekommer også alkalifile mikrober primært i naturlige miljøer med høy pH, f.eks. alkaliske sodasjøer, jord som holder høy pH pga. høyt innhold av ammonium/ammoniakk, og alkaliske hydrotermale kanaler (Preiss et al., 2015). Imidlertid brukes pH som konserveringsmidler i en rekke matvarer. For eksempel vil høy pH påvirke molekylene i de fleste mikrober, både proteiner, DNA og lipider. Alkalifile bakterier har derfor spesielle molekylstrukturer som beskytter mot høy pH, som andre mikrober ikke har. Øket pH kan derfor kunne brukes i lukkede systemer for bekjempelse

av mikrobiell vekst, men det må antas at det krever relativt høy pH og derved store mengder lut, avhengig av volum. Som med bruk av andre typer kjemikalier, så kan man risikere at øket resistens over tid, så monitorering av miljøet vil også her være viktig, både av pH og av potensiell oppblomstring av mikrober.

4.1.6.7 Stålkvalitet og coating:

Stålkvalitet er av stor betydning for å kontrollere MIC. Det er rapportert bruk av "highly alloyd austenetic" rustfritt stål som 904L/08904), 245SMO(S31254) og 1925HMO(N908925) i sjøvann for å gi øket motstand mot MIC (Loto, 1994). Stål inneholder ofte en legering med zink. Tungmetaller som zink og kobber er vanligvis toksiske for bakterier som SRB, da de hemmer bakterienes vekst ved deaktivering av deres enzymsystemer, denaturerer proteiner, samt konkurrerer om opptak med kationer som er viktige for bakteriene. Zink og kobber er dokumentert toksiske for blandingskulturer av SRB i konsentrasjonsområder på 3 to 50 mg/L i form av løste kationer (Utgikar et al., 2003). Andre tungmetaller som er toksiske for SRB i de samme konsentrasjonsområdene er bly, kadmium, nikkel, krom og kvikksølv (Utgikar et al., 2003). Imidlertid kan bakterier utvikle resistens mot tungmetaller. Slik resistens er ofte assosiert med metallothioniner i bakterienes som danner metall-chelater. Også andre resistens-mekanismer kan opptre, i form av prosesser som øker utskillelse av metallene fra cellene, isolerer disse inne i cellene, eller det etableres resistensgener i bakteriene (Valls and De Lorenzo, 2002).

'Coating' kan benyttes for å beskytte et korrosjonsutsatt miljø mot elektrolytter. Typiske 'coatinger' som har vært benyttet for beskyttelse mot MIC er de samme som benyttes for andre typer korrosjonsbeskyttelse, bl.a. polyuretaner, fluorinerte forbindelser, epoksy-resiner, polyimider, silikoner, PVC og amørf metall. 'Coating'-materialer kan bli skadet, eller være nedbrytbart, og dermed gi redusert korrosjonsbelyttelse. 'Coatinger' kan også modifiseres for å gi øket overflatedekning, samt redusere biodegraderbarhet og overflatedefekter. 'Coatinger' kan også modifiseres til å gi "slow-release" biocid-utlekkning, samt gi øket adhesjonsmotstand for biologisk materiale ved kontakt (Abdolahi et al., 2014; Little et al., 2020). Eksempler på slike materialer er polyuretaner, fluorinerte forbindelser, epoksyresiner, polyimider, og silikoner (Abdolahi et al., 2014). 'Coatinger' kan også være polymer-resiner iblandet tungmetaller som kobber og sink. Som nevnt over er disse metallene toksiske for de fleste bakterier, men resistensutvikling kan skje over tid. Feltforsøk med stålplater påført sink- og kobberholdig maling (35% blanding a sink- og kobberoksyd i en basis) viste påslag av bakterier som produserer EPS, og med påfølgende biofilmdannelse, kun med forsinket bakteriepåslag som følge av metallinnhold, sammenlignet med en kontroll uten metaller (Kacar et al., 2012).

4.1.6.8 Biocidforsterkere

Biocidforsterkere er kjemikalier som ikke selv er fungerer som biocider, men kan forsterke effekten av biocider når de brukes i kombinasjon med disse. For eksempel kan surfaktanter øke effekten av biocider, ved at de gir øket penetrering av biocidene ned i biofilmene. Det har også blitt påvist av D-aminosyrer kan gi øket dispergering av biofilmer, med forsterket effekt av biocidene som resultat (Jia et al., 2019). Norspermidin, som opptre naturlig i noen alger, bakterier og planter, kan hemme biofilmdannelse ved å binde seg til negativt ladde og nøytrale sukkerenheter, noe som kan gi en kollaps i EPS-strukturen som er matrikset i biofilmen (Ramón-Peréz et al., 2015; Jia et al., 2019). Også chelatorer som etylendiamin tetraeddiksyre (EDTA) har blitt rapportert å øke effekten av biocider ved å hemme biofilmdannelse (Jia et al., 2019).

4.1.7 MIC i ferskvannssystemer – eksempelstudier

Et aktivt søk etter studier som er relevante for dette prosjektet, dvs. studier som kan relateres til MIC på bropillarer i stål i ferskvann, har gitt få positive funn i kjente søkebaser (Google Scholar).

4.1.7.1 Bropillarer:

Undervannsinnspeksjoner i 2004 av pillarer fra en bro i Florida i USA (Matanzas River, Saint Augustine) som var konstruert i 1976 viste korrosjon som var antatt å være relatert til MIC, og påfølgende inspeksjoner i 2006 og 2008-2016 verifiserte alvorlig metalltap og gjennomhulling av stålpillarer. Vannkvaliteten var typisk marin med høyt kloridinnhold, og lokalitetene assosiert med MIC hadde mye marin begroing. De fleste korrosjonsgropene var 3 mm i diameter, det ble også rapportert groper på opptil 1.3 cm dybde, og korrosjonshullene kunne være så store som 7.5 cm i diameter (Permeh et al., 2019). Sprekker dannet under makrobegroingen viste høye SRB konsentrasjoner i sprekkdannelsene, og derved indikasjon på at makrobegroing kan stimulere SRB vekst og MIC (Permeh et al., 2021). Som mulige skadebegrensende tiltak ble det utført forsøk med korrosjonskupper i stål påført kommersielle anti-begroingsmidler (biocider), og effekten av disse ble sammenlignet med kupper påført polyurea 'coating', samt ubehandlede kupper. Kupperne ble plassert på 0.6-2.4 meter dybde over en periode på ca. 250 dager. Biocid-behandlede kupper viste både redusert begroing og vekst av SRB (ingen SRB-vekst påvist på flere biocid-behandlede kupper). Elektrokjemiske målinger ble benyttet for å identifisere degradering av antibegroingsmidlene, samt for dannelse av biofilmer på kupper med skadd coating (Permeh et al., 2020). I og med at bropillarene stod i sjøvann, representerer disse en større risiko for MIC og rask gropkorrosjon enn bropillarer i ferskvann fra norske oligotrofe innsjøer som Mjøsa, ut fra forhold som tidligere nevnt i dette kapitlet om MIC.

4.1.8 Norske MIC studier

Selv om de fleste norske MIC-relaterte studier har referanse til offshore industrien kan disse ha læringspotensialer også for ferskvannssystemer. I et sammendrag av slike studier fra norsk sokkel (Skovhus et al., 2017) gjennomgås først prosessstrømmen hvor MIC opptrer – fra oljereservoaret til forbruker. Et tre-fase korrosjonsstyringssystem beskrives, og dette består av 1) skadevurdering, 2) skadebegrensning, og 3) monitorering. Hvert av disse trinnene gjennomgås i detalj, med utvalgte eksempler, metoder, industristandarder og prøveprotokoller. Ut fra denne oversikten kan erfaringer fra offshoreindustrien være nyttige også i ferskvannssammenheng:

- Materialvalg: Mens det er rapportert mange tilfeller av MIC i vanlig karbonstål som har lite korrosjonsmotstand mot MIC, er det få rapporterte MIC-tilfeller fra stållegeringer med krom og nikkel. Det er imidlertid miljømessige problemer knyttet til disse.
- Inspeksjoner av overflater for å unngå påvekst av begroing og biofilmer er viktige for å unngå eller redusere MIC skader.
- 'Coating' eller bekledning a karbonstål har av og til blitt benyttet for å unngå kontakt mellom miljø og metall. Men dersom det oppstår sprekkdannelse kan begroing og biofilmer dannes i sprekken, med fare for MIC. Rutinemessige inspeksjoner er derfor viktige.
- Kjemisk behandling med korrosjonsinhibitorer og biocider er mye brukt i offshoreindustrien. Mange korrosjonsinhibitorer er også så toksiske at de i praksis fungerer som biocider.
- Rensing av utvendige flater har blitt utført med spyling og bruk av høytrykkspumper for å fjerne påslag av belegg.

Et ferskvannseksempel fra Norge er funn av korrosjonsprodukter og tuberkler assosiert med MIC i et sprinkleranlegg ved St. Olavs hospital i Trondheim, som bestod av rustfritt stål og med stagnant vann i rørene. Mikrobiologiske analyser av korrosjonsproduktene viste funn av både SRB og FeOB av slektene *Desulfovibrio* og *Ferriphaselus* (Parow, 2018; Parow et al., 2021), se for øvrig Figur 8.

4.1.9 Konklusjoner og forskningsbehov

MIC er primært assosiert med SRB, men også FeOB kan være involvert i disse prosessene. Dannelser av biofilmer er vanligvis en forutsetning for MIC. Biofilmen kan fungerer som en galvanisk celle, og aerobe mikrober i filmen kan forbruke oksygen og skape gunstige vekstbetingelser for anaerobe SRB. Det er

forventet at SRB-relatert MIC er et større problem i marine miljøer enn i ferskvann pga. de høye sulfatkonsentrasjonene i sjøvann. MIC er imidlertid også et erkjent problem i ferskvannssystemer, bla. i rør med stagnant vann. I ferskvann er naturlige konsentrasjoner av SRB vanligvis høyere i eutrofe (næringsrike) enn oligotrofe (næringsfattige) vannkilder.

En rekke metoder for kontroll og behandling av MIC er beskrevet, inkludert sanering av skadet materiale, fysisk rensing av tuberkler og rustutfellinger, UV- og ultralydbehandling, samt kjemikaliebehandling i form av biocider, lut, og biocidforsterkere. Valg av materialkvalitet er også viktige preventive tiltak, enten i form av stålqualität eller ulike typer overflatebehandling/'coatinger'. Ikke alle disse metodene er egnet for bropillarer, siden disse vil stå i et åpent kontinuerlig eksponert system. Stålqualität og bruk av 'coatinger' vil her kunne være relevante preventive tiltak. Bropillarer av stålrør vil også ha stagnant vann på innsiden, og dette vil kunne være et godt miljø for oppvekst av SRB og andre MIC-relaterte mikrober. Et alternativ vil derfor være å tilsette kjemikalier til dette vannet. Uansett behandling vil monitorering være viktig for å hindre alvorlig begroing og MIC-dannelse. En slik monitorering bør etableres slik at pilarsystemene kan testes både innvendig og utvendig etter definerte protokoller og frekvenser.

Følgende forskningsbehov vil være nødvendige for å identifisere gode preventive tiltak, kontrollere mikrobiell vekst/biofilmdannelse og hindre/reducere MIC i forbindelse med bropillarer i Mjøsa:

- Bakgrunnsnivåer i Mjøsa: Vi fant lite informasjon om bakgrunnsnivåer av SRB og andre MIC-relaterte mikrober i Mjøsa. Det vil derfor være aktuelt å utføre en studie av slike nivåer i vann og sedimenter fra innsjøen, ev. også bekker/elver som har tilsig til innsjøen.
- Valg av materialkvalitet/'coating': Testing av begroing på bropillar-materialer/'-coatinger' som er aktuelle kan utføres i vann fra Mjøsa. Begroingstester kan utføres som belastningstester med tilsats ulike konsentrasjoner av SRB, enten i form av rene kulturer, eller i blanding med andre typer bakterier som kan framskynde biofilmdannelser. Slike tester kan utføres som korttidstester over noen uker for å karakterisere hvor stort mikrobepåtrykk materialer og 'coatinger' tolererer. Langtidsstudier over måneder/år kan utføres i vann og sedimenter fra Mjøsa. Slike langtidsstudier kan i så tilfelle utføres som laboratorieforsøk, i form av feltstudier ved utplassering av relevant materiale i innsjøen, eller som en kombinasjon av de to tilnærminger.
- Testing av innsider av rør: Dersom bropillarer skal ha stagnant vann på innsiden bør ulike kjemikaliebehandlingsmetoder testes ut. Det bør også være mulighet for monitorering og etterbehandling med kjemikalier. Det bør utføres laboratorietester for å identifisere egnede behandlingsmetoder (kjemikalier og konsentrasjoner), samt behov/frekvenser av etterbehandling. Slike laboratorietester kan ev. suppleres med feltstudier, som beskrevet over.
- Etablering av monitoreringssystem: Et monitoreringssystem bør etableres, basert på data for bakgrunnsnivåer og fra feltstudier. Formålet med monitoreringssystemet må være å presist kunne identifisere og kvantifisere oppbygging av biofilmer samt kartlegge mikrober relatert med MIC. Data fra de forutgående studiene bør også kunne brukes for å identifisere frekvensen av et regime for monitorering. Det bør etableres detaljerte protokoller for dette, men disse bør kunne justeres ved behov.

5 Beskyttelse mot korrosjon

I dette kapitlet beskrives fordeler, ulemper og forventet levetid til ulike typer belegg og 'cladding' på innsiden og utsiden av stålpælene. Det skilles mellom utsiden og innsiden av pælene siden eksponeringsmiljøet er forskjellig og beleggene derfor vil oppføre seg ulikt.

På innsiden av ikke utstøpte pæler er miljøet kjennetegnet ved disse forholdene som vil ha betydning for valg av belegg:

- Mørke

- Stagnant vann. Pælene kan tettes på toppen for å hindre tilførsel av oksygen. Oksygenfritt miljø er mulig.
- Mikrobiell vekst må forventes
- Temperaturen vil følge temperaturen på utsiden. Det kan følgelig dannes is i den øverste delen av pælene

På utsiden av pælene er miljøet kjennetegnet ved følgende forhold som vil ha betydning for valg av belegg:

- Vannets sammensetning og oksygeninnhold som ellers i det aktuelle vannet. Lav salinitet og pH omkring 5-6.
- Is i de øverste vannlagene om vinteren. Skuring av is mot overflata på pælene

5.1 Malingsbelegg

Søk etter publisert litteratur om nedbrytning av belegg i ferskvann har ikke gitt noen treff. Det ser derfor ut til at dette er et tema som det er forsket lite på. Det ble heller ikke funnet noen som har rapportert erfaringer med belegg i ferskvann.

Følgende parametere vil trolig være de viktigste med hensyn på nedbrytning av belegg i ferskvann:

- Innhold av salt/ioner i vannet.
 - Høyt innhold av salt kan føre til korrosjon ved at ioner penetrerer belegget og starter korrosjonsreaksjoner. Dette kan motvirkes ved å passe på at belegget har tilstrekkelig filmtykkelse. Spesielt kanter og sveiser er utsatt siden filmtykkelsen her ofte er for lav.
 - Lavt innhold av salt gjør at belegget er mer utsatt for blæring som følge av saltforurensning på ståloverflata da belegget ble påført. Dette motvirkes ved å sikre at saltforurensninger vaskes bort før maling.
- Oksygeninnhold i vannet. Oksygenfritt vann med $\text{pH} > 6$ er ikke aggressivt mot stål.
- Solllys: Bindemidlet i et malingsbelegg er en polymer som påvirkes av sollys. Spesielt epoksy er utsatt for nedbrytning i sollys og må overmales med polyuretan eller andre generiske typer som er mer bestandige i sollys. Dette er en langsom form for nedbrytning, men i løpet av noen tiår vil det kunne svekke belegget eller endre de mekaniske egenskapene slik at det blir mer utsatt for støtskader. Det er spesielt UV stråling i sollys som bryter ned belegget. UV stråling absorberes ikke av vann, men vil spres. Partikler i vannet vil absorbere eller reflektere strålene. Det vil derfor være begrenset hvor langt ned i vannet UV stråling vil påvirke belegget.
- Mekaniske skader, for eksempel fra støt under transport eller installasjon, støt fra objekter i vannet eller skuring av is mot belegget

Det er ikke dokumentert at mikrobiell aktivitet svekker den typen belegg som det her er aktuelt å bruke.

Erfaringer med bruk av belegg i ferskvann kommer først og fremst fra tanker og rør for drikkevann, samt rørgater og utstyr i vannkraftverk. Ved SINTEF ble prosjektet "En evaluering av maling og belegg for stålkonstruksjoner i ferskvann" gjennomført fra 1987 til 1992 (Steinsmo 1992). Prosjektet var finansiert av norsk og svensk vannkraftindustri. De viktigste konklusjonene fra prosjektet var:

- Nedbrytning: Ferskvann og kald fuktig luft (kondensvann) er aggressivt mot belegg, og den viktigste nedbrytningsmekanismen er osmotisk blæring. Sopp og bakterier vil feste seg til belegg eksponert i ferskvann, men vil ikke påvirke tendensen til blæring. Det ble funnet en sammenheng mellom vannopptak, transport av vann gjennom belegget og tendens til blæring. Blæring vil føre til korrosjon på stålet under blærene.

- Testmetode for kvalifisering av belegg: Eksponering av belagte prøver i destillert vann ved 40 °C i henhold til ISO 2812-2. Ledningsevnen til vannet i testen må være under 1 mS/m.

NS 5417 "Maling – Korrosjonshindrende malingsystemer og belegg for beskyttelse av stål eksponert i ferskvann" ble senere utgitt i 1998, trolig basert på resultatene fra forskningsprosjektet, og er den standarden som vannkraftindustrien nå forholder seg til. Den spesifiserer følgende krav til beleggssystemer for bruk i ferskvann:

- Filmtykkelsen på skal være 500 µm ved testing av beleggsegenskaper. Det angis ikke noe krav om generisk type (type bindemiddel) eller kjemisk sammensetning
- Belegget skal testes i henhold til ISO 2812-2, eksponering i ferskvann. Testen skal vare i ett år (8760 timer) og vannet skal ha ledningsevne < 2 mS/m. Belegget skal ikke blære eller angripes av gjennomrusting i løpet av testen.

Energi Norge har utgitt Publikasjon 455-2020 " Malingspesifikasjon for maskinteknisk vannkraftutstyr". Her angis krav til beleggssystemer, rengjøring, påføring, kontroll og dokumentasjon. For belegg som skal stå neddykket i ferskvann stilles følgende krav:

- Type belegg: Epoksy eller epoksymastik, påført i 2-3 strøk med filmtykkelse minimum 500 µm
- Forbehandling før påføring: Sandblåsing til Sa 2½, ruhet medium G (R_v 50-85 µm), saltmengde maks. 20 mg/m² målt i henhold til ISO 8502-6

Trolig er det vanskelig å si hvor lang levetid slike belegg vil ha, siden de foreløpig kun er benyttet i ca 30 år, men den tilbakemeldingen vi har fått fra vannkraftbransjen tyder på at forventet levetid kan være betydelig høyere enn 30 år.

På innsiden av pælene vil et malingsbelegg trolig ha svært lang levetid, siden det ikke vil være utsatt for mekaniske skader, oksygeninnholdet vil trolig være lavt, og vannet trolig vil ha lavt innhold av salt. Levetid på 100 år er ikke utenkelig. Siden tilførsel av oksygen inn i pælene kan begrenses ved å tette pælene på toppen, vil korrosjon i eventuelle skader i belegget hindres.

På utsiden av pælene vil et malingsbelegg være mer utsatt for degradering, trolig spesielt fra mekaniske skader og sollys. Degradering av sollys vil være begrenset til over vann og nær overflaten under vann. Nærvær av oksygen gjør at stålet vil korrodere der belegget er skadet. Det er utviklet spesielle belegg for isbrytere som har større motstand mot mekaniske skader fra is. Dette er tykke belegg som er armert med glassflak. Slike belegg brukes i plaskesonen offshore, og har dokumentert levetid på over 40 år i det miljøet.

5.2 Termisk sprøytet sink eller aluminium

Termisk sprøytet sink (TSZ) anbefales ikke på overflater i ferskvann, hverken alene eller overmalt i et dupleksbelegg. Sink vil korrodere under hydrogenutvikling ved spalting av vann og angripes også under oksygenfrie betingelser. Overmaling av TSZ i et dupleksbelegg vil føre til hurtig korrosjon av sinken rundt skader i belegget som igjen vil føre til akselerert nedbrytning av belegget. Der er rimelig å anta at dette en dårligere løsning enn å påføre et malingsbelegg alene.

Termisk sprøytet aluminium (TSA) anbefales normalt ikke brukt i lukkede rom fylt med sjøvann. Korrosjon av aluminium vil føre til oppkonsentrering av aluminiumsioner og påfølgende forsuring vannet (Briskeby et al 2015). Dette akselererer igjen korrosjonshastigheten og TSA belegget kan forsvinne relativt raskt. Kloridioner spiller en vesentlig rolle i denne korrosjonsmekanismen, så trolig vil dette ikke skje i ferskvann.

Det er imidlertid ikke undersøkt eller dokumentert at det ikke skjer. For fritt eksponerte overflater vil dette ikke skje, slik at TSA trolig vil ha svært lang levetid.

Fra offshoreindustrien er det dokumentert gode erfaringer med TSA både i marin atmosfære og i sjøvann siden 1980-tallet (Knudsen et al. 2017). I marin atmosfære er det nå dokumentert at levetiden i hvert fall kan komme opp mot 40 år. I sjøvann har alle overflater med TSA også hatt katodisk beskyttelse med offerander, slik at erfaringene herfra ikke er relevante for ferskvann hvor offeranoder ikke vil fungere. Fravær eller lav konsentrasjon av aggressive ioner som klorid vil imidlertid trolig bety at levetiden vil være svært lang. Vi har ikke funnet noen referanser til erfaringer med TSA i ferskvann eller forskning på temaet.

5.3 Cladding

Rør av karbonstål kan belegges med et korrosjonsbestandig rustfritt stål, såkalt cladding. Det rustfrie laget blir metallurgisk bundet (clad) til stålrørets indre eller ytre overflate. Dette er økonomisk gunstig for tunge rør eller pilarer med stor diameter siden det relativt mye tynnere CRA (corrosion resistant alloy) -laget ikke bare beholder forbedrede korrosjonsbestandige egenskaper, men også reduserer kostnaden. CRA -kledde stålrør er mye brukt i rørledningstransportsystemer i petroleums- og naturgassindustrien. De er også mye brukt til marine applikasjoner, kjemiske anlegg og kraftverk, etc. Cladding materialet dekker et omfattende utvalg av rustfrie stål og ikke-jernholdige legeringer, feks: SS 304, SS 316, SS 317, Duplex, Alloy 254 SMO 904, Incoloy legering 825, Inconel legering 625, Hastelloy C-276, Inconel legering 59, Alloy 31, AL6NX, Alloy 20, Monel legering 400, Titanium, Zirconium og noen kobberlegeringer. Vanligvis skal disse rørene produseres i henhold til API 5LD. Kledningen kan bindes til grunnmaterialet ved varmvalsing, koekstrudering, Sveiseoverlay, eksplosjonsbinding, pulvermetallurgi eller en annen prosess som gir en metallurgisk binding (<http://no.czyzindustry.com/info/what-are-cra-cladded-pipes-49944066.html>). Dette er noe som for eksempel Prodtex kan gjøre. (www.prodtex.no)

6 Veien videre

SINTEF/NTNU foreslår at vi søker midler fra NFR under utlysningen Innovasjonsprosjekt for Offentlig Sektor IPOS.

I hovedprosjektet med frist 21 september kan statlige etater være prosjektansvarlig.

<https://www.forskningsradet.no/utlysninger/2022/innovasjonsprosjekt-i-offentlig-sektor/>

Hovedtrekken i denne søknad foreslås å bli:

Hva trenger vi å vite for kunne å bruke stålets kapasitet maksimalt og ikke bli nødt til å støpe ut pælene med betong (ikke bærekraftig ur et klimaperspektiv grunnet CO₂ fra betong)? I noen tilfeller støpes pælene ut, og stålrørets bidrag kommer i tillegg til betongens og armeringens. I andre tilfeller støpes pælene *ikke* ut, og kapasiteten ivaretas i sin helhet av stålrøret. Utstøping eller ikke avhenger av mye mer enn korrosjonshastigheten. Gevinsten er uansett en mer optimalisert løsning, reduserte kostnader og mindre ressursbehov.

FMEA analyse er en form for risikovurdering der feilmodus og effekter analyseres for å identifisere feilmodi i systemet med deres årsaker og effekter og komme opp med mulige løsningsforslag.

- Ta frem en testmetodikk for akselerert korrosjonsprøving på lab i relevant miljø og bruke denne som valideringsmetode og for å finne ut av hvilke korrosjonsmekanismer som ligger bak angrepene.
- Mulig simulering av levetid gitt driftsparametrer.
- Round-robin testprogram.

- Hvordan monitorere belegg og stål inklusive innside slik at vedlikeholdskostnadene blir så lave som mulig samtidig som 100 års levetid garanteres?

Med god oversikt over korrosjonsutviklingen er det mer sannsynlig at brukstida da kan forlenges.

7 Referanser

7.1 Korrosjon

Bardal E, 2003, Corrosion and Protection. Springer Forlag. ISBN 1-85233-758-3

Bardal E, Johnsen R, Gartland PO. Prediction of galvanic corrosion rates and distribution by means of calculation and experimental models. Corrosion, 40, 1984.

Briskeby S.T., L. Børvik, and S.M. Hesjevik, Cathodic Protection in Closed Compartments – PH Effect and Performance of Anode Materials, Paper No. CORROSION 2015, NACE International, NACE, 2015.

Clark, G, Bowman, D., Sharrow, J., Scott, C., Hicks, R.: Duluth-Superior Harbor Freshwater Corrosion Update. April 2010.

CTG1006 - Kevin Cowie, Steel Corrosion Rates in Water and Soil, Steel Construction New Zealand Inc, October 2009

Energi Norge: "Malingspesifikasjon for maskinteknisk vannkraftutstyr", Publikasjon 455-2020

Eurocode 3, EN 1993-1-1: Design of steel structures - Part 1-1: General rules and rules for buildings.

Hein, W (1990): Zur korrosion fur Stahlspunwänden in wasser. Mitteilungsblatt der Bundesanstalt fur Wasserbau (1990) nr 67.

Knudsen O.Ø., J. Van Bokhorst, G. Clapp, and G. Duncan, Technical note: Corrosion of cathodically polarized thermally sprayed aluminum in subsea mud at high temperature. CORROSION, 2016. 72(4): p. 560-568. 10.5006/1485

Lee, J.S, Ray, R.I and Little, B.J.: Lifetime Prediction for Carbon Steel in Natural Fresh Water. Paper no. 11220, NACE Corrosion 2011.

[Mjøsbrua – Konseptevaluering - 0201616-RIMAT-RAP-001](#) – August 2018

NRL Report 7834 "Corrosion of Metals in Tropical Environments: Part 10 – Final report of sixteen years exposure. January 2, 1975.

NS-EN 1993-5:2007+NA:2010. Eurocode 3: Prosjektering av stålkonstruksjoner – Del 5: Peler og spunt.

Parow H. Korrosjon I inntaksrørene for brannvann på St. Olav Hospital – undersøkelse, omfang og årsak. MSc rapport, NTNU 2018.

Pålkommisjonen - Teknisk PM 4:2015. Korrosion av stålkonstruksjoner med lång förväntad livslängd – nuläges sammanställning.

Pålkommisjonen- Rapport 1998. Dimensioneringsanvisningar för slagna slanka stålpålar.

Southwell, C.R: The corrosion rate of structural metals in sea-water, fresh water and tropical atmosphere. Corrosion Science, 1969, Vol. 9, pp. 179-183.

SSAB – Informasjon fra SSAB til prosjektet November 2021

Steinsmo, U.: En evaluering maling og belegg for stålkonstruksjoner i ferskvann – Sluttrapport. SINTEF rapport nr STF34 A92230, 1992

- Vinka T.G, Bergdahl, U. Korrosion på långtidsexponerade vertikala stålrör i jord. Swerea KIMAB AB/Statens geotekniska institut, 2011
- Xing W., Yin, M., Lv, Q., Hu, Y., Liu, C., Zhang, J.: Oxygen Solubility, Diffusion Coefficient, and Solution Viscosity. Rotating Electrode Methods and Oxygen Reduction Electrocatalysts, 2014, p. 1-31,

7.2 MIC

- Abdolahi, A., Hamzah, E., Ibrahim, Z., Hashim, S., 2014. Application of environmentally-friendly coatings toward inhibiting the microbially influenced corrosion (MIC) of steel: a review. *Polymer Reviews* 54, 702-745.
- Ben-Dov, E., Brenner, A., Kushmaro, A., 2007. Quantification of sulfate-reducing bacteria in industrial wastewater, by real-time polymerase chain reaction (PCR) using *dsrA* and *apsA* genes. *Microbial ecology* 54, 439-451.
- Blatchley III, E., Dumoutier, N., Halaby, T., Levi, Y., Laine, J., 2001. Bacterial responses to ultraviolet irradiation. *Water Science and Technology* 43, 179-186.
- Carlson, H.K., Clark, I.C., Blazewicz, S.J., Iavarone, A.T., Coates, J.D., 2013. Fe (II) oxidation is an innate capability of nitrate-reducing bacteria that involves abiotic and biotic reactions. *Journal of bacteriology* 195, 3260-3268.
- Castro, H.F., Williams, N.H., Ogram, A., 2000. Phylogeny of sulfate-reducing bacteria. *FEMS Microbiology Ecology* 31, 1-9.
- David, M.B., Mitchell, M.J., 1985. Sulfur constituents and cycling in waters, seston, and sediments of an oligotrophic lake. *Limnology and Oceanography* 30, 1196-1207.
- Demaison, G.J., Moore, G.T., 1980. Anoxic environments and oil source bed genesis. *AApG Bulletin* 64, 1179-1209.
- Dev, S., Galey, M., Chun, C., Novotny, C., Ghosh, T., Aggarwal, S., 2021. Enrichment of Psychrophilic and Acidophilic Sulfate-Reducing Bacterial Consortia-A Solution toward Acid Mine Drainage Treatment in Cold Regions. *Environmental Science: Processes & Impacts*.
- Eid, M.M., Duncan, K.E., Tanner, R.S., 2018. A semi-continuous system for monitoring microbially influenced corrosion. *Journal of microbiological methods* 150, 55-60.
- Emerson, D., 2018. The role of iron-oxidizing bacteria in biocorrosion: a review. *Biofouling* 34, 989-1000.
- Flemming, H.-C., 1996. Biofouling and microbially influenced corrosion (MIC)-an economical and technical overview. *Microbial deterioration of materials*.
- Friedrich, M.W., 2002. Phylogenetic analysis reveals multiple lateral transfers of adenosine-5'-phosphosulfate reductase genes among sulfate-reducing microorganisms. *Journal of bacteriology* 184, 278-289.
- Holmer, M., Storkholm, P., 2001. Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review. *Freshwater Biology* 46, 431-451.
- Jia, R., Unsal, T., Xu, D., Lekbach, Y., Gu, T., 2019. Microbiologically influenced corrosion and current mitigation strategies: a state of the art review. *International Biodeterioration & Biodegradation* 137, 42-58.
- Jørgensen, B.B., 1990. The sulfur cycle of freshwater sediments: role of thiosulfate. *Limnology and Oceanography* 35, 1329-1342.
- Kacar, A., Kocyigit, A., Ozdemir, G., Cihangir, B., 2012. Characterization of Some EPS-producing Biofilm Bacteria on the Panels Coated by Different Antifouling Paints in the Marinas. *FIRST NATIONAL WORKSHOP ON MARINE BIOTECHNOLOGY AND GENOMICS*, Bodrum, Turkey, p. 26.
- Knoblauch, C., Jørgensen, B.B., Harder, J., 1999. Community size and metabolic rates of psychrophilic sulfate-reducing bacteria in Arctic marine sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 65, 4230-4233.



- Kondo, R., Nedwell, D.B., Purdy, K.J., Silva, S.Q., 2004. Detection and Enumeration of Sulphate-Reducing Bacteria in Estuarine Sediments by Competitive PCR. *Geomicrobiology Journal* 21, 145-157.
- Laanbroek, H.J., Pfennig, N., 1981. Oxidation of short-chain fatty acids by sulfate-reducing bacteria in freshwater and in marine sediments. *Archives of Microbiology* 128, 330-335.
- Li, Y., Ning, C., 2019. Latest research progress of marine microbiological corrosion and bio-fouling, and new approaches of marine anti-corrosion and anti-fouling. *Bioactive materials* 4, 189-195.
- Little, B., Blackwood, D., Hinks, J., Lauro, F., Marsili, E., Okamoto, A., Rice, S., Wade, S., Flemming, H.-C., 2020. Microbially influenced corrosion—any progress? *Corrosion Science* 170, 108641.
- Loto, C., 1994. Corrosion Resistance of Super Austenitic Stainless Steel in Sea Water. *Corrosion Resistance of Super Austenitic Stainless Steel in Sea Water* 29, 1-10.
- Loto, C., 2017. Microbiological corrosion: mechanism, control and impact—a review. *The International Journal of Advanced Manufacturing Technology* 92, 4241-4252.
- Lovley, D.R., Klug, M.J., 1983. Sulfate reducers can outcompete methanogens at freshwater sulfate concentrations. *Applied and Environmental Microbiology* 45, 187-192.
- Miot, J., Benzerara, K., Morin, G., Kappler, A., Bernard, S., Obst, M., Férard, C., Skouri-Panet, F., Guigner, J.-M., Posth, N., 2009. Iron biomineralization by anaerobic neutrophilic iron-oxidizing bacteria. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 73, 696-711.
- Muyzer, G., Stams, A.J., 2008. The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria. *Nature reviews microbiology* 6, 441-454.
- Nasser, B., Ramadan, A., Hamzah, R., Mohamed, M., Ismail, W., 2017. Detection and Quantification of Sulfate-Reducing and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon-Degrading Bacteria in Oilfield Using Functional Markers and Quantitative PCR. *Journal of Petroleum & Environmental Biotechnology* 8.
- Parow, H., 2018. Korrosjon i inntaksrørene for brannvann på St. Olavs Hospital - undersøkelse, omfang og årsak. Institutt for maskinteknikk og produksjon. NTNU, p. 147.
- Parow, H., Johnsen, R., Skovhus, T.L., 2021. MIC in the Fire Water Sprinkler System at St. Olavs Hospital, Trondheim, Norway. *Failure Analysis of Microbiologically Influenced Corrosion*. CRC Press, pp. 355-376.
- Permeh, S., Boan, M.E., Lau, K., 2019. Susceptibility of bridge steel and concrete components to microbiologically influenced corrosion (MIC) and microbiologically influenced deterioration (MID) in Florida Florida International University, 10555 W. Flagler Street, Miami, FL 33174, p. 279.
- Permeh, S., Lau, K., Boan, M.E., Duncan, M., 2021. Influence of Macro-and Microfouling on Corrosion of Steel Bridge Piles Submerged in Natural Waters. *Journal of Materials in Civil Engineering* 33, 04021105.
- Permeh, S., Lau, K., Duncan, M., 2020. Degradation of coatings for steel in environments susceptible to corrosion associated with fouling. *Structure and Infrastructure Engineering* 16, 1186-1200.
- Petri, R., Imhoff, J.F., 2000. The Relationship of Nitrate Reducing Bacteria on the Basis of narH Gene Sequences and Comparison of narH and 16S rDNA Based Phylogeny. *Systematic and Applied Microbiology* 23, 47-57.
- Philippot, L., 2005. Tracking nitrate reducers and denitrifiers in the environment. *Biochemical Society Transactions* 33, 200-204.
- Piker, L., Schmaljohann, R., Imhoff, J.F., 1998. Dissimilatory sulfate reduction and methane production in Gotland Deep sediments (Baltic Sea) during a transition period from oxic to anoxic bottom water (1993-1996). *Aquatic Microbial Ecology* 14, 183-193.
- Postgate, J.R., 1984. *The sulphate-reducing bacteria*. Cambridge University Press Cambridge.
- Pound, B., Gorfou, Y., Schattner, P., Mortelmans, K., 2005. Ultrasonic Mitigation of Microbiologically Influenced Corrosion. *Corrosion* 61.
- Preiss, L., Hicks, D.B., Suzuki, S., Meier, T., Krulwich, T.A., 2015. Alkaliphilic bacteria with impact on industrial applications, concepts of early life forms, and bioenergetics of ATP synthesis. *Frontiers in bioengineering and biotechnology* 3, 75.
- Ramón-Peréz, M.L., Díaz-Cedillo, F., Contreras-Rodríguez, A., Betanzos-Cabrera, G., Peralta, H., Rodríguez-Martínez, S., Cancino-Díaz, M.E., Jan-Roblero, J., Díaz, J.C.C., 2015. Different sensitivity levels to



- norspermidine on biofilm formation in clinical and commensal *Staphylococcus epidermidis* strains. *Microbial pathogenesis* 79, 8-16.
- Rudd, J.W., Kelly, C., Furutani, A., 1986. The role of sulfate reduction in long term accumulation of organic and inorganic sulfur in lake sediments 1. *Limnology and oceanography* 31, 1281-1291.
- Sass, H., Cypionka, H., Babenzien, H.-D., 1997. Vertical distribution of sulfate-reducing bacteria at the oxic-anoxic interface in sediments of the oligotrophic Lake Stechlin. *FEMS Microbiology Ecology* 22, 245-255.
- Sharma, A., Kawarabayasi, Y., Satyanarayana, T., 2012. Acidophilic bacteria and archaea: acid stable biocatalysts and their potential applications. *Extremophiles* 16, 1-19.
- Skovhus, T.L., Eckert, R.B., Rodrigues, E., 2017. Management and control of microbiologically influenced corrosion (MIC) in the oil and gas industry—Overview and a North Sea case study. *Journal of biotechnology* 256, 31-45.
- Takii, S., Li, J.-H., Hayashi, H., 1997. Methane Production and Sulfate Reduction in Profundal Sediments in Lake Kizaki, Japan. *Japanese Journal of Limnology* 58, 373-384.
- Thrane, J.-E., Økelsrud, A., Skjelbred, B., Rannekleiv, S.B., Håll, J.P., Kile, M.R., 2021. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2020. NIVA-rapport.
- Utgikar, V.P., Tabak, H.H., Haines, J.R., Govind, R., 2003. Quantification of toxic and inhibitory impact of copper and zinc on mixed cultures of sulfate-reducing bacteria. *Biotechnology and bioengineering* 82, 306-312.
- Valls, M., De Lorenzo, V., 2002. Exploiting the genetic and biochemical capacities of bacteria for the remediation of heavy metal pollution. *FEMS microbiology Reviews* 26, 327-338.
- Vigneron, A., Cruaud, P., Alsop, E., de Rezende, J.R., Head, I.M., Tsesmetzis, N., 2018. Beyond the tip of the iceberg; a new view of the diversity of sulfite- and sulfate-reducing microorganisms. *The ISME journal* 12, 2096-2099.
- Visser, A., Pol, L.H., Lettinga, G., 1996. Competition of methanogenic and sulfidogenic bacteria. *Water Science and Technology* 33, 99-110.
- Wagner, M., Roger, A.J., Flax, J.L., Brusseau, G.A., Stahl, D.A., 1998. Phylogeny of dissimilatory sulfite reductases supports an early origin of sulfate respiration. *Journal of bacteriology* 180, 2975-2982.
- Wang, J., Sickinger, M., Ciobota, V., Herrmann, M., Rasch, H., Rösch, P., Popp, J., Küsel, K., 2014. Revealing the microbial community structure of clogging materials in dewatering wells differing in physico-chemical parameters in an open-cast mining area. *Water research* 63, 222-233.