

**T.C.
MUĞLA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

KİMYA ANABİLİM DALI

**FETHİYE İÇ KÖRFEZ KİRLİLİĞİNİN
LİNEER ALKİL BENZEN SÜLFONATIN
BİYODEGRADASYONU İLE İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

İSMAİL ÖZEL

**HAZİRAN 2011
MUĞLA**

**T.C.
MUĞLA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

KİMYA ANABİLİM DALI

**FETHİYE İÇ KÖRFEZ KİRLİLİĞİNİN
LİNEER ALKİL BENZEN SÜLFONATIN
BİYODEGRADASYONU İLE İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

İsmail ÖZEL

MUĞLA 2011

MUĞLA ÜNİVERSİTESİ

Fen Bilimleri Enstitüsü

Yrd. Doç. Dr. Ahmet DEMİR AK danışmanlığında İsmail ÖZEL tarafından hazırlanan '**Fethiye İç Körfez Kirliliğinin Lineer Alkil Benzen Sülfonatin Biyodegradasyonu ile İncelenmesi**' başlıklı tez 06/06/2011 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Kimya Anabilim Dalı'nda yüksek lisans/~~doktora~~ tezi olarak oybirliği/oyçokluğu ile kabul edilmiştir.

Başkan : Doç. Dr. Mehmet Emin DURU

İmza 

Üye : Yrd. Doç. Dr. Ahmet DEMİR AK

İmza 

Üye : Doç. Dr. Ömer DALMAN

İmza 

ÖNSÖZ

Tez konusunun seçiminde, çalışmaların yönlendirilmesinde, araştırma olanaklarının sağlanmasında yardımlarını esirgemeyen ve bana yön veren değerli hocam Yrd. Doç. Dr. Ahmet DEMİRRAK'a saygı ve şükranlarımı sunarım.

Çalışmalarım boyunca ilgi ve desteklerini gördüğüm yüksek lisans öğrencileri Feyyaz KESKİN, Yalçın ŞAHİN ve doktora öğrencisi Rukiye BORAN'a teşekkürlerimi sunarım.

Hep yanımda olduklarını bildiğim ve yaşamımın her döneminde daima bana destek olan aileme sonsuz teşekkürlerimi sunmayı bir borç bilirim.

İsmail ÖZEL

06.06.2011

MUĞLA

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
ÖNSÖZ	I
İÇİNDEKİLER	III
ÖZET.....	IV
ABSTRACT	V
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	VI
TABLolar DİZİNİ	VII
SEMBOLLER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	VIII
1. GİRİŞ	1
2. GENEL BİLGİLER	4
2.1 Deterjanlar Hakkında Genel Bilgiler.....	4
2.2 Deterjanların Genel Sınıflandırılması	6
2.2.1 Anyonik deterjanlar	7
2.2.2 Katyonik deterjanlar	9
2.2.3 Noniyonik deterjanlar	10
2.2.4 Amfoterik deterjanlar.....	10
2.3 Deterjan katkı maddeleri	11
2.4 Deterjanların Çevreye Etkileri.....	11
2.5 Deterjanların Zehirliliği.....	12
2.6 Deterjanların Sucul Canlılar Üzerine Etkileri	14
2.7 Deterjanların İçme Sularına Etkileri.....	16
2.8 Deterjanların Biyodegradasyonu	17
2.9 LAS'ın Biyodegradasyonu	20
2.10 Sulardan LAS'ın uzaklaştırılması	25
2.11 Deterjan Tayin Metotları	27
2.11.1 Kalitatif metotlar.....	27
2.11.2 Kantitatif metotlar.....	27
2.12 Literatür Özetleri	27
3. MATERYAL VE METOT	34
3.1 Çalışma Alanı ve Çalışma Stratejisi	34
3.1.1 Fethiye, Muğla	35
3.1.2 Coğrafi konum	35
3.1.3 Nüfus.....	35
3.1.4 Turizm.....	35
3.1.5 Fethiye İç Körfezi ve ölçüm noktaları	36
3.2 Analiz Metotları	41
3.2.1 Kimyasal ve fizikokimyasal ölçüm metotları	41
3.2.2 LAS miktarının belirlenmesi	42
3.2.2.1 LAS miktarının belirlenmesinde kullanılan reaktifler	43
3.2.2.2 LAS miktarının belirlenmesinde kullanılan yöntem.....	43
3.2.3 Biyolojik ölçümler	47
4. ARAŞTIRMA BULGULARI	48
5. SONUÇLAR VE TARTIŞMA	60
KAYNAKLAR	71
ÖZGEÇMİŞ	73

**FETHİYE İÇ KÖRFEZ KİRLİLİĞİNİN
LİNEER ALKİL BENZEN SÜLFONATIN
BİYODEGRADASYONU İLE İNCELENMESİ**

(Yüksek Lisans Tezi)

İsmail ÖZEL

**MUĞLA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**2011
ÖZET**

Bu çalışmada, Muğla, Fethiye ilçesi merkezinden geçen ve Fethiye İç körfezine dökülen DSİ ve MUT akarsularından ve Fethiye İç körfezinden alınan su ve sedimentli su örneklerinde LAS konsantrasyonları belirlenmiştir. Ayrıca su ve sedimentli su örneklerinin alındığı gün, pH, sıcaklık, iletkenlik, tuzluluk, nitrat, nitrit, amonyum ve fosfat gibi kimyasal ve fizikokimyasal parametreler ölçülmüştür. Su ve sedimentli su örneklerinin LAS konsantrasyonları örnek alındığı gün belirlenmiş, sonraki gün konsantrasyonları sırasıyla 10, 5 ve 2,5 mg/L olacak şekilde LAS stok çözeltisi su örnekleri ile ayarlanmış ve 3'er gün arayla analiz yapılarak LAS konsantrasyonundaki % azalma incelenmiştir. Çalışmamızın birinci aşamasında, LAS konsantrasyonunun azalışına güneş ışığında ve karanlıkta bekletilerek bakılmıştır, burada güneş ışığının degradasyona etkisi incelenmiştir. Ayrıca LAS stok çözeltileri de 10, 5 ve 2,5 mg/L' ye ayarlanırken alınan örnekler yerine distile su kullanılıp mikroorganizmaların biyodegradasyona etkisi incelenmiştir. Çalışmamızın ikinci aşamasında ise belirli oranda sediment üzerine 10, 5 ve 2,5 mg/L' ye ayarlanmış LAS örnekleri eklenerek, sedimentin biyodegradasyona olan etkisi incelenmiştir. Bu çalışma sonunda Fethiye İç Körfezinin ve körfeze dökülen akarsuların kirlilik potansiyeli LAS biyodegradasyon yoluyla incelenmiştir.

Anahtar Kelimeler: LAS, Biyodegradasyon, Fethiye İç Körfezi, Su Kirliliği

Sayfa Adedi : 73

Tez Yöneticisi : Yrd. Doç. Dr. Ahmet DEMİRRAK

**THE STUDY OF FETHIYE INNER BAY
POLLUTION THROUGH LINEAR ALKYL BENZENE
SULFONATE BIODEGRADATION**

(M. Sc. Thesis)

İsmail ÖZEL

**MUGLA UNIVERSITY
INSTITUTE of SCIENCE and TECHNOLOGY**

**2011
ABSTRACT**

In this study, two water samples were taken from DSI Canal and Mut Stream that discharge into Fethiye Bay, one water sample was taken from inside of Fethiye Bay. It was investigated that biodegradation of the LAS in the laboratory condition by these water samples. According to the results, water samples which are taken from DSI Canal and Mut Stream have more biodegradation than inside of Fethiye Bay (Mut Stream: 12 days, DSI Canal: 15 days, Inside of Fethiye Bay: 27 days). This situation shows that the origin of organic pollutants hasn't degraded inside of Fethiye Bay for a long time. In addition, this study has researched sunlight impact on the biodegradation of LAS. Sample waters were prepared with the same LAS concentration for this study. They were exposed both dark and light. As well as, one sample which has only pure water was exposed on sunlight with the same LAS concentration like the others. It showed that both dark and light samples were the same results. One sample which has only pure water hasn't biodegraded. According to the results, most of the biodegradation factor is microorganisms and The LAS hasn't photodegraded. At the end of this work, Fethiye Inner Bay and that of streams flowing into Fethiye's Inner Bay pollution potential were studied in terms of LAS biodegradation.

Key Words : LAS, Biodegradation, Fethiye Bay, Water Pollution

Page Number: 73

Adviser : Assistant Prof. Ahmet DEMİRAK

ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>Şekil No</u>	<u>Sayfa No</u>
Şekil 2.1 Lineer alkil benzen sülfonat'ın kimyasal yapısı	7
Şekil 2.2 Kuarterner bileşiklerin genel formülü.....	9
Şekil 2.3 LAS biyodegradasyon basamakları	20
Şekil 2.4 Alkil zincirinin parçalanması süreci	21
Şekil 2.5 Alkil zincirinin parçalanması süreci	22
Şekil 2.6 Sülfofenil karboksilik asit	23
Şekil 2.7 α,β doymamış Sülfofenil karboksilik asit	24
Şekil 3.1 Örnek alınan istasyonların uydu görüntüsü	34
Şekil 3.2 Fethiye İç Körfezi istasyonunun uydu görüntüsü	37
Şekil 3.3 DSİ Su Kanalı istasyonu görüntüsü	38
Şekil 3.4 MUT Deresi istasyon görüntüsü	38
Şekil 3.5 DSİ Su Kanalından bir görüntü	39
Şekil 3.6 DSİ Su Kanalının Fethiye İç Körfezine deşarj olduğu yer	39
Şekil 3.7 MUT Deresinde bir görüntü	40
Şekil 3.8 MUT Deresinden bir görüntü	40
Şekil 3.9 DSİ Su Kanalından bir görüntü	41
Şekil 3.10 Laboratuvar çalışması esnasındaki görüntü	44
Şekil 3.11 Laboratuvar çalışması esnasındaki görüntü	44
Şekil 3.12 Laboratuvar çalışması esnasındaki görüntü	45
Şekil 3.13 Standart LAS konsantrasyonlarına karşı absorbands değerleri	46
Şekil 5.1 Distile su ile hazırlanan LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Temmuz ayı-Gün Işığı).....	62
Şekil 5.2 Fethiye İç Körfezinde LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Temmuz -Aydınlık).....	63
Şekil 5.3 Fethiye İç Körfezinde LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Temmuz ayı-Karanlık Ortam)	63
Şekil 5.4 DSİ Kanalında LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Temmuz ayı-Aydınlık Ortam)	65
Şekil 5.5 DSİ Kanalında LAS konsantrasyonunun zamana göre değişim (Temmuz ayı-Karanlık Ortam)	65
Şekil 5.6 MUT Deresinde LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Temmuz ayı-Aydınlık Ortam)	66
Şekil 5.7 MUT Deresindeki LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Temmuz ayı-Karanlık Ortam)	66
Şekil 5.8 Fethiye İç Körfezindeki LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Kasım ayı-Aydınlık Ortam)	69
Şekil 5.9 DSİ Kanalındaki LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Kasım ayı-Aydınlık Ortam)	69
Şekil 5.10 MUT Deresindeki LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Kasım ayı-Aydınlık Ortam)	70
Şekil 5.11 5 mg/L konsantrasyona ayarlanmış sedimentsiz su örneklerinde LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Kasım ayı-Aydınlık Ortam). 70	70

TABLolar DİZİNİ

<u>Tablo No</u>	<u>Sayfa No</u>
Tablo 3.1 İstasyon adları ve koordinatları.....	37
Tablo 3.2 Kalibrasyon eğrisi için gerekli veriler	45
Tablo 4.1 İstasyonlara göre fizikokimyasal ve kimyasal parametre değerleri.....	48
Tablo 4.2 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	49
Tablo 4.3 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	50
Tablo 4.4 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	50
Tablo 4.5 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	50
Tablo 4.6 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	51
Tablo 4.7 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	51
Tablo 4.8 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	51
Tablo 4.9 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	51
Tablo 4.10 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	52
Tablo 4.11 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	52
Tablo 4.12 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	52
Tablo 4.13 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	53
Tablo 4.14 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	53
Tablo 4.15 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	53
Tablo 4.16 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	54
Tablo 4.17 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	54
Tablo 4.18 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	54
Tablo 4.19 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	54
Tablo 4.20 Gün ışığına bırakılan örnekteki değişen LAS değerleri.....	55
Tablo 4.21 Gün ışığına bırakılan örnekteki değişen LAS değerleri.....	55
Tablo 4.22 Gün ışığına bırakılan örnekteki değişen LAS değerleri.....	55
Tablo 4.23 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	56
Tablo 4.24 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	56
Tablo 4.25 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	56
Tablo 4.26 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	57
Tablo 4.27 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	57
Tablo 4.28 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri	57
Tablo 4.29 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	57
Tablo 4.30 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	58
Tablo 4.31 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	58
Tablo 4.32 Fethiye İç Körfezinden alınan sedimentiz su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	58
Tablo 4.33 DSİ Kanalından alınan sedimentsiz su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	58
Tablo 4.34 MUT Deresinden alınan sedimentsiz su örneğindeki değişen LAS değerleri.....	59
Tablo 4.35 Fethiye İç Körfezi ve MUT Deresinden alınan örneklerde başlangıç son mikroorganizma sayıları	59
Tablo 5.1 Türkiye’de yapılan bazı çalışmalar sonucu elde edilen anyonik deterjan konsantrasyonları	61

SEMBOLLER VE KISALTMALAR DİZİNİ

FAO	Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü
UNEP	Birleşmiş Milletler Çevre Programı
UNESCO	Birleşmiş Milletler Eğitim, Bilim ve Kültür Örgütü
WHO	Dünya Sağlık Örgütü
cm	santimetre
g	gram
km	kilometre
mg	miligram
mL	mililitre
µg	mikrogram
L	litre
psu	Practical Salinity Unit
CMC	Karboksi metil selüloz
ABS	Alkil benzen sülfonat
LAB	Lineer alkil benzen
LAS	Lineer alkil benzen sülfonat
SAS	Sekonder alkan sülfonat
UV	Ultra violet
MBAS	Metilen Mavisi Aktif Maddeleri
WAO	Wet Air Oxidation

TLC	İnce Tabaka Kromatografisi
HPLC	Yüksek Basıncılı Sıvı Kromatografisi
nm	nanometre
dk	dakika
CFU	Koloni Oluşturan Birim

1. GİRİŞ

Çevre, dünya üzerinde yaşamını sürdüren canlılarının hayatları boyunca ilişkilerini sürdürdüğü dış ortamdır. Diğer bir deyişle "ekosistem" olarak tanımlanabilir.

Hava, su ve toprak çevrenin fiziksel unsurlarını, insan, hayvan, bitki ve diğer mikroorganizmalar ise biyolojik unsurlarını teşkil etmektedir. Doğanın temel fiziksel unsurları olan, hava, su ve toprak üzerinde olumsuz etkilerin oluşması ile ortaya çıkan ve canlı öğelerin hayati aktivitelerini olumsuz yönde etkileyen, cansız çevre öğeleri üzerinde yapısal zararlar meydana getiren ve niteliklerini bozan yabancı maddelerin hava, su ve toprağa yoğun bir şekilde karışması olayına "çevre kirliliği" adı verilmektedir.

FAO, UNEP, UNESCO gibi uluslararası kuruluşların ortaklaşa verdiği tanıma göre su kirliliği ise; "Canlı kaynaklara zarar, insan sağlığının tehdit, balıkçılık dahil her türlü deniz etkinliklerine engel, deniz suyunun kullanım kalitesini bozma ve tüm güzellikleri yok etme gibi zararlı etkilere neden olan enerji veya maddelerin direkt veya indirekt yolla insan tarafından deniz ekosistemine sokulması"dır (İzğören, 1992).

TBMM Çevre Komisyonu Raporunda; Türkiye'nin kıyı bölgeleri ve denizleri bir yandan kirlilik bir yandan da plansız kullanım sonucu doğal kaynak zenginliğini kaybettiği ve Türkiye'nin pek çok bölgesinde kıyı sularının, özellikle körfezlerin ve haliçlerin uluslar arası standartlara göre, kirlilik oranının yüksek olduğu iddia edilmektedir. Kıyı sularında ve körfezlerdeki kirlilik, daha çok arıtılmamış evsel ve sanayi atık sularından kaynaklanmaktadır. Deniz ve kıyı kaynaklarının kirlenmesine ve tahrip olmasına yol açan başlıca sorun; gün geçtikçe artan ve gelişen turizm aktivitelerden ve hızlı ve düzensiz yapılaşmadan kaynaklanan atıkların arıtılmadan doğal ortama verilmesidir. Bunun sonucu olarak da yeraltı su kaynakları, kıyı bölgelerindeki tarımsal alanlar, kültürel ve tarihi sahalar zarar görmektedir. Mevcut mevzuatın özendirmediği, özellikle Orman, Kıyı ve Turizmi Teşvik Kanunları çerçevesinde yapılan arazi tahsisleri, ulusal ve doğal parkları ile kıyı ekosistemlerine giderek daha çok zarar vermektedir. Denizlerimizdeki kirlilik kaynakları doğal, evsel, endüstriyel kirlenmenin yanı sıra, gemi trafiğinin, deniz kirlenmesine katkısı, uluslar arası kurallara uymaksızın atıklarını gelişi güzel denize vermeleri sonucu

oluşan düşük oranlı, ancak olası durumlarda yüksek miktarda kirlenmeler olarak karşımıza çıkmaktadır.

Dünya Sağlık Örgütü (WHO), yüzeysel sularda kirletici etki yapabilecek faktörleri şöyle sınıflandırmıştır:

- a. Bakteri, virüsler ve diğer hastalık yapıcı canlılar
- b. Organik maddelerden kaynaklı kirlenme
- c. Endüstri atıkları
- d. Yağ ve benzeri maddeler
- e. Sentetik deterjanlar
- f. Radyoaktivite
- g. Pestisitler
- h. Yapay organik kimyasal maddeler
- i. Yapay ve doğal tarımsal gübreler
- j. Atık ısı (İzgören, 1992).

Çeşitli kirletici etmenlerin katılması ile birlikte suda doğal olmayan bir şekilde fiziksel, kimyasal ve biyolojik değişiklikler meydana gelmektedir. Doğal yapıdaki su kaynağına karışan atık maddeler, mikroorganizmaların yardımı ile transformasyon ve mineralizasyona uğramaktadır. Böylece sular veya su kaynakları biyolojik olarak kendi kendilerini temizleme özelliği göstermektedir. Su kaynaklarına katılan çoğu toksik yapıdaki yabancı maddelerin konsantrasyonları, bu tamponlama gücünün üzerine çıktığı zaman, sulardaki organik maddelerin parçalanması ve suda çözünmüş oksijen yetmezliği nedeniyle sistemi çöktürmektedir (Minareci, 2007).

Yüzeysel sularda kirletici etki yapabilecek deterjanlar her ne kadar öngörülen limitlerde imal ediliyor, belirli oranlar dâhilinde tüketiliyor olsa da; önemli bir kısmı yüzeysel ve yeraltı sularına karışarak insan, hayvan, bitki ve cansız varlıklar üzerinde etki göstermektedir. Özellikle şehirleşmenin ve sanayileşmenin yoğun olduğu bölgelerden evsel ve endüstriyel atık sular aracılığıyla iç sulara ve denizlere ulaşarak biyolojik aktiviteyi önemli ölçüde etkilemektedir (İzgören, 1992).

Deterjanların atık sularda akarsu ve gölleri kirlenmelerinin yol açtığı çevre sorunlarını, su canlılarına olan zararlı etkileri, toprak geçirgenliğinin değişmesi, köpük ile ilgili sorunlar, (mikroorganizmaların köpükle konsantre olması ve yayılması, sulama suyu olarak kullanıldığında bitki ve hayvanlara zararlı olmaları, su

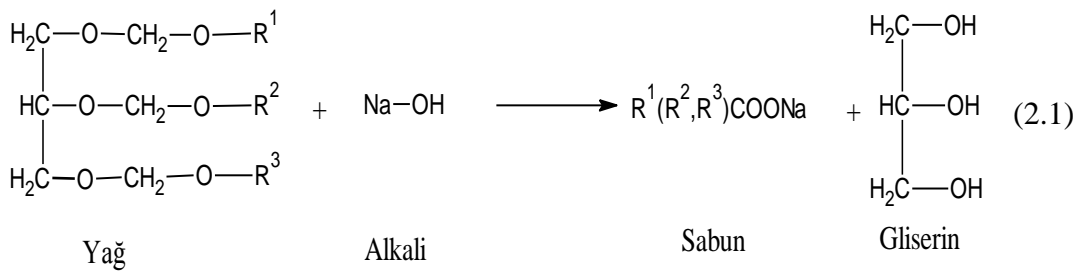
tasfiyesinde olan olumsuz etkileri), katkı maddeleri olan fosfatlar nedeni ile suların yaşama süresini kısaltması, su, bitki ve canlılarını etkilemesi (ötrofikasyon) şeklinde tanımlanır (Çetintürk, 2003). Arıtma tesislerinde deterjanların %97 arıtmak mümkündür. Ancak gelişmemiş ülkelerde deterjanlar direk olarak doğal çevre ortamına verildiğinden kirletici olarak özelliğini korumaktadır.

2. GENEL BİLGİLER

2.1 Deterjanlar Hakkında Genel Bilgiler

Temizleyici olarak kullanılan sabun binlerce yıl önce eski Mısırlılar tarafından bulunmuştur. Sabunun kimyasal yapısı 19. asırda Chevreul tarafından aydınlatılmıştır. Sabun sanayi 8. asırda İtalya, İspanya ve 1600 yılında Fransa'da, (Marsilya) ve 1641 yılında İngiltere'de kurulmuştur (Bektaş, 1998).

Sabun, yağ asitlerinin alkali metal (sodyum) tuzlarıdır. C₇-C₁₈ ve çoğunlukla C₁₆ ve C₁₈ yağ asidi tuzlarını, az miktarda daha küçük moleküllü yağ asidi tuzlarını içerir. Sabun değişik yağların (zeytin, palm, yer fıstığı, koko) sabunlaştırılması ile hazırlanır. Denklem 2.1'de görüldüğü gibi yağın alkali ile muamelesinden elde edilir (Çetintürk, 2003).



Burada R¹, R², R³ doymuş ve doymamış grup olabilir. Doymamış grupta 1, 2, 3 çifte bağ taşır. Bu çifte bağ sayısının fazlalığı yağın sertleşmesini gittikçe artırır. Bunlarda polar grup -COO⁻Na⁺ dır (Çetintürk, 2003).

Sabunu oluşturan yağların sert suda çözünmemesi ve ayrıca pahalılığı sebebi ile yeni maddeler araştırılması yoluna gidilmiştir. 1953 yılında sabun içine deterjan ilave edilerek sentetik yeni ürünler hazırlanmıştır. Başlangıçta bu sentetik deterjan grubu 'synthetic detergent' in kısaltılmışı syndet adı ile anılmıştır (Çetintürk, 2003).

Deterjan, Latince detengere (kiri çıkarıcı) anlamındadır. Deterjan; yüzey aktif madde, sertlik giderici madde, süspansiyon ajanı, alkali ve dolgu maddesi içerir. Bunun içinde yüzey aktif madde %20 civarındadır. Deterjanlar içindeki yüzey aktif maddeler ile yağı emülsiyon ve katı maddeleri ise süspansiyon halde çözelti içinde tutarlar. Bundan dolayı deterjanlar temizleyici, emülsiyon yapıcı, köpük verici,

ıslatıcı, asılı halde tutma ve çözücü özelliklere sahiptir. Deterjanların en önemli özelliği içerdiği yüzey aktif maddeler ile yüzey gerilimini düşürmesidir. Deterjanlar genel bir deyişle yüzey aktif ajanlar (surfaktan) ve yardımcı madde içeren ve temizleyici olarak kullanılan maddelerdir.

Deterjan içerisindeki yüzey aktif madde, suda veya sulu bir çözeltide çözüldüğünde yüzey gerilimini etkileyen (çoğunlukla azaltan) kimyasal bileşiktir. Yüzey aktif maddeler aynı zamanda iki sıvı arasındaki yüzeyler arası gerilimi de etkiler. Yüzey aktif maddenin İngilizce karşılığı olan *surface active agent* sözcüklerinin harflerinden oluşan bir kısaltma olan surfactant (*surfaktan*) kelimesi de yüzey aktif madde yerine kullanılır. Su içerisinde kendi kendine "oto-organize" olabilen yüzey aktif maddeler suyu seven (hidrofilik) ve suyu sevmeyen (hidrofobik) kısımlardan oluşur. Bu maddeler, suda veya sulu bir çözeltide çözüldükleri zaman, yüzey gerilimini etkileyen (çoğunlukla azaltan) herhangi bir bileşiktir. Aynı şekilde, iki sıvı arasındaki yüzeyler arası gerilimi de etkilerler. Sabun ve deterjanların surfaktanları, aynı şekilde yüzey gerilimini azaltarak, yıkama işleminin temizleme ve köpük oluşturma görevini yerine getirirler.

Yüzey aktif maddelerin ortak özellikleri şu şekilde sıralanır (Minareci, 2007).

1. Çözünürlük: Bir maddenin yüzey aktif madde olabilmesi için, likit bir sistemin en az bir fazında çözünmesi gerekir.
2. Amfipatik yapı: Yüzey aktif madde molekülleri, çözünürlük eğilimine karşı koyan gruplardan oluşur. Suyun yüzey gerilimini düşüren, ıslatma ve deterjan özelliği gösteren yapı olarak tanımlanabilir.
3. Fazlar arasında yönelme: Yüzey aktif madde molekül ya da iyon formları iki faz arasından tek tabakaya yönelmişlerdir.
4. Fazlar arasında adsorbsiyon: Yüzey aktif maddeler yüzey gerilimini çok fazla düşürürler.
5. Misel oluşumu: Çözelti konsantrasyonu belli bir limit değeri aşınca misel oluşumu gözlenir.
6. Fonksiyonel özellikleri: Yüzey aktif madde solüsyonları, temizleme, köpürme, ıslatma, emülsifiye etme, dağıtma gibi fonksiyonel özellikler göstermektedirler.

Bir yüzey aktif madde, aynı molekülde iki farklı yapısal grup içermektedir. Bunlar suda çözünebilen, hidrofilik (su seven) gruplar ve suda çözünemeyen, hidrofobik (su sevmeyen) gruplardır (Mineraci, 2007).

Temizleme işlemi, (1) sabun veya deterjan çözeltisi ile yıkanacak maddenin yüzeyini ve kirleri ıslatmak, (2) kirleri yüzeyden uzaklaştırmak ve (3) kiri kararlı bir çözelti veya süspansiyon (deterjan) içerisinde tutmak gibi işlemlerden oluşur. Yıkama suyuna katılan sabun ve deterjanlar, suyun ıslatma özelliğini artırır; bu nedenle su, kumaş ve kirlere daha kolay girer. Bundan sonra kirin uzaklaştırılması başlar. Temizleme çözeltisinin her bir molekülü, uzun bir zincir olarak düşünülebilir. Zincirin bir ucu hidrofilik (suyu seven) ve diğer ucu hidrofobik (suyu sevmeyen veya kiri seven)'dir. Bu moleküllerin kiri seven uçları, bir kir parçacığına yönelir ve onu çepeçevre sarar. Aynı zamanda suyu seven uçlar, molekülleri ve kir parçacığını kumaştan uzaklaştırıp, su içerisine taşır (Mineraci, 2007).

Deterjanların temizleme etkisi yardımcı maddelerin (katkı maddeleri) ilavesiyle artırılır. Bunlardan özellikle süspansiyon yapma özelliği olan karboksi metil selülozun (CMC) sodyum tuzu kullanılmaktadır. Diğer yardımcı madde tipleri fosfatlardır. 1947'lerden sonra ağır kirleri çıkarmak için deterjan formüllerinde başta tetra sodyum pirofosfat ve sonra sodyum tripolifosfat ilave edilmiştir. Deterjan endüstrisinde CMC ve tripolifosfat katılmasıyla bu endüstri sürekli gelişimini sürdürmüştür (Bektaş, 1998).

Yüzey aktif madde hammaddesi için kullanılan kaynaklar, petrokimyasal veya doğal kökenlidir. Petrokimyasal hammaddeler, etilen, normal parafin ve benzen olup bu kaynaklardan üretilen aktif madde hammaddeleri lineer alkoller, lineer alkil benzenler (LAB), lineer alfa olefinler ve dallanmış zincir yapılı alkil benzenlerdir. Doğal kaynaklar ise, yağ alkollerini veya yağ asitleridir (Mineraci, 2007).

2.2 Deterjanların Genel Sınıflandırılması

2.2.1 Anyonik Deterjanlar

2.2.2 Katyonik Deterjanlar

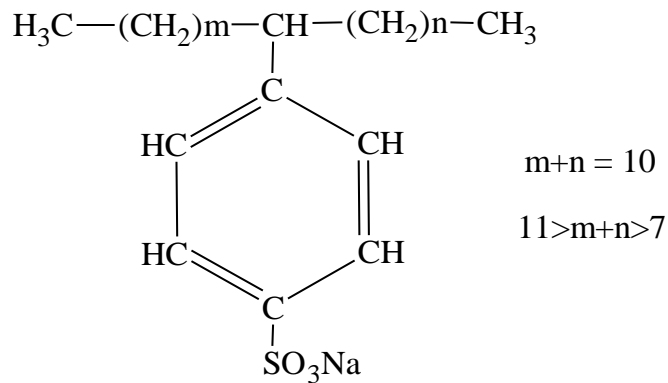
2.2.3 Noniyonik Deterjanlar

2.2.4 Amfoterik Deterjanlar

2.2.1 Anyonik deterjanlar

Bunlarda aktif grup anyon grubudur. En çok kullanılan ve evlerde tüketilen deterjanlar bu gruba aittir. Sulu çözeltilerde negatif yüklü bir grup veya anyon verirler (R-OSO₃⁻ gibi). R hidrofobik hidrokarbon zinciridir. Pozitif yüklü iyon veya kation genellikle sodyumdur (Minareci, 2007). Bu tip deterjanlar en fazla kullanılanlardır. Bunlar; Karboksilik asit, Sülfürik asit esterler, Alkan sülfonatlar, Alkil aril sülfonatlar veya Alkil aril benzen sülfonatlar (Aromatik sülfonatlar), Petrolüm sülfonatlar, Uzun zincir yağ alkol sülfatlar, Olefin sülfonatlar ve sülfatlar, Monogliserin sülfatlar, Eter sülfatlar, Alkil sülfonatlar ve sülfatlar, Sülfosüksinatlar, Fosfat esterleri, Alkan sülfonatlar, Alkil izotionatlar, Fluora surfaktanlar, Sekonder alkan sülfonatları ve Alkil polietilen glikol sülfatlar (Alkil eter sülfatlar) olarak alt gruplara ayrılırlar.

Bugün bu anyonik deterjanlar arasında en çok kullanılanı lineer alkil benzen sülfonattır (LAS) (Şekil 2.1).



Şekil 2.1 Lineer alkil benzen sülfonat'ın kimyasal yapısı

LAS, evsel ve endüstriyel temizleme ürünlerinin yapısında sıkça kullanılan yüksek üretim hacimli anyonik yüzey aktif maddesidir. Ticari LAS, 10-13 karbon atomlarının bazı izomerlerinin karışımından oluşmaktadır, bunlar 10-13 karbon atomlu alkil zincir uzunluğundadır, lineer ikincil bir alkil grubu (R) olan [RC₆H₄SO₃]⁻Na⁺ yapılı 26 izomer ve homologların tamamını ya da bir kısmını içeren kompleks bir bileşiktir. Ayrıca karbon zincirine bağlı para pozisyonunda benzen-

sülfonat grubunu içerir. Ticari LAS'ın alkil zincirindeki ortalama karbon sayısı, 11,7-11,8'dir, MBAS metodunu standardize etmede kullanılır (Hermens vd., 2009).

Alkil zincirine benzen bağlıdır, buna LAB denir. Benzenin karbon zincirindeki yeri değişiktir. Alkil grubunun yapısı ham maddeyi hazırlayan firmaya göre değişmektedir. Alkil grubuna benzen, Friedel-Craft reaksiyonu ile bağlanır. Friedel-Craft reaksiyonu için değişik katalizörler kullanılır. Bunlar HF, BF₃, AlCl₃, H₂SO₄, H₃PO₄, P₂O₅'dir (Çetintürk, 2003).

Sülfolanma ise aromatik halkaya yapılır. Bu bir reaktörde direk sülfürik asit ile muamele ederek veya bir film halinde akan LAB'a sülfürik asit püskürtme suretiyle ile yapılır. Yönteme göre elde edilen ürünün rengi değişiktir. Bu renk oluşan yan ürünlere aittir. Renk koyu kahverengi–açık kahverengi arasında değişir. Önemli olan demir'in vasatta olmaması ve kullanılan LAB'nin saflığıdır. Hidrokarbon karışımındaki safsızlık, yan zincirde kolay oksidasyona veya polimerizasyona sebep olur. Sülfolanma işleminde uygulanan metodun kolay olması, ekonomik olması ve ürünün izolasyonu, sülfolanmamış bakiyenin sonuç üründe olmaması bunların kontrolünü önemli kılar. Sülfolanma için bugün SO₃ tercih edilir. Burada sülfolanma kantitatifdir, mol başına mol olarak yürür ve sonunda kalan asidin giderilmesi sorunu yoktur. Yalnız SO₃ çok reaktiftir, işlem esnasında çok dikkatli olmak gereklidir. Sülfolanmayı takiben nötralizasyon madde ile içerdiği su, serbest SO₃, sülfolanmamış kısım gibi bilgiler etiketine kaydedilir (Çetintürk, 2003).

LAB , LAS'nin başlangıç maddesi olarak kullanılmaktadır. Ürün kalitesi üzerine etki eden faktörler ise C₁₀-C₁₃₋₁₄'ün yapı içindeki oranı ve benzenin bağ yeridir (Bektaş, 1998).

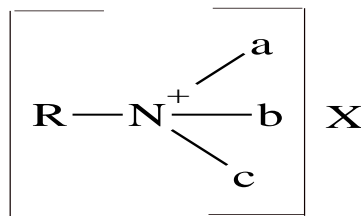
Aromatik çekirdek benzen olabileceği gibi naftalen, toluen, ksilen ve fenolde olabilir. Naftalen çekirdeğine sülfonasyon işlemi çok az gerçekleştirildiğinde deterjan için uygun değildir. Diğer taraftan yan zincirin uzunluğunun artırılması ile deterjan özelliği artırılır (Bektaş, 1998).

Yan zincir C₁₀ üzerinde olduğunda alkil naftalen sülfonatların çözünürlüğü ortadan kalkar. Bundan dolayı yan zincirin molekül ağırlığı yan zincire ve son ürüne göre bir sınır ortaya koymakta, aromatik çekirdeğin çapı küçüldüğü zaman yan zincirin uzunluğunun artması gerekmektedir (Bektaş, 1998).

2.2.2 Katyonik deterjanlar

Katyonik deterjanlar, 2 ana gruptan oluşur, bunlar kuarterner ve non-kuarterner bileşiklerdir.

Kuarterner bileşikler; katyonik deterjanlar içinde en çok kullanılan grubu teşkil ederler. Temizleme sanayinde oldukça az kullanılırlar. Bu tip deterjanlar hem dezenfektan hem de tekstilde yumuşaklık ve esneklik için kullanılır. Hidrofob ve hidrofil grupları bir arada taşır (Şekil 2.2) Anyonik deterjanlarla kullanılmaz. Anyonik ve noniyonik deterjanlara göre deterjan özellikleri düşüktür (Bektaş, 1998).



Şekil 2.2 Kuarterner bileşiklerin genel formülü

Kuarterner amin'e bağlı R alkil grubunu (C₁₂-C₁₈), a/b/c ise metil/etil/benzen'e, X ise Cl, Br, I' u gösterir (Çetintürk, 2003).

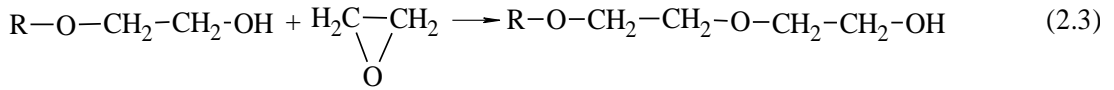
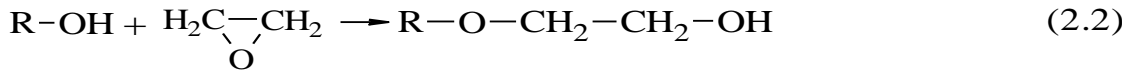
Yağ asitlerinin amonyak ile yüksek ısıda ısıtılması ile hazırlanır. Ayrıca olefinlere, diizobüten ve tetrapropen'e HCN etkisi ile de elde edilebilir. Diğer bir yol alifatik hidrokarbonlara klorosyan (CNCl) muamelesi ile hazırlanır (Çetintürk, 2003).

Non kaurter bileşikler ise; karbon sayıları 12'den 18'e kadar olan primer alifatik amin bileşikleri olup nitrillerin hidrogenasyonu ile elde edilir (Bektaş, 1998).

Bu grup içinde nitril substitue yağ asitleri, yağ aminleri (RNH(C₂H₄NH)_xC₇H₄OH), ester bağlı aminler (RCOOC₂H₄-N-C₄H₈-O), eter bağlı aminler (R-O-(CH₂)₃NH₂), amid bağlı aminler (RCONHC₂H₄NH₂) v.d. vardır (Çetintürk, 2003).

2.2.3 Noniyonik deterjanlar

Katyonik deterjanlarda belirtilen kuarterner ve non-kuarterner surfaktanların mahruzlarına karşı üretilen bu grupta COOH, OH, CONH₂, NH₂ gibi gruplar herhangi bir hidrofobik grup içeren maddeler ile birleştirilir ve böylece noniyonik surfaktan hazırlanır. Bunlara ait örnekler Denklem 2.2 ve Denklem 2.3'de gösterilmiştir (Çetintürk, 2003).



Burada meydana gelen maddenin özelliği reaksiyona giren etilen oksit sayısına bağlıdır. Sonuçta 50 veya daha fazla etilen oksit içeren madde oluşur. Bu bölümde hidrofobik grup inerttir (Çetintürk, 2003).

Bu maddelerin köpürme ve köpüğünün stabilitesi anyonik surfaktandan zayıftır. İkinci özellikleri sıvı olmalarıdır (Çetintürk, 2003).

Kondenzasyon ürünlerine göre noniyonik deterjanlar 5 grupta incelenir (Bektaş, 1998).

1. Uzun zincirli bir alkolle (yağ) kondenzasyonu
2. Bir aminle etilen oksidin kondenzasyonu
3. Yağ asidi kondensatları
4. Etilen ve propilen oksitlerin kondensatları
5. Alkilo amidler

2.2.4 Amfoterik deterjanlar

Bu tip deterjanlar anyonik ve katyonik potansiyele sahip, anyonik ve katyonik özellik gösterirler. Kuarterner amonyum ve anyonik radikallerdir. Anyonik olarak da sülfonat ve sülfattır. Bunlar uzun zincir N-substitue, uzun zincir imidazolinler ve Uzun zincir betainler olmak üzere üç grupta incelenir (Bektaş, 1998).

2.3 Deterjan katkı maddeleri

Deterjan bir yüzey aktif madde ile buna yardımcı maddelerden oluşmaktadır. Bu katkı maddeler aşağıdaki şekilde sınıflandırılır.

1. Fosfatlar
2. Silikatlar
3. Karbonatlar
4. Oksijen içeren bileşikler
5. Çeşitli katkı maddeleri

2.4 Deterjanların Çevreye Etkileri

İkinci Dünya Savaşından sonra deterjanların evlerde ve sanayide kullanımının artmasıyla çevre kirliliği yaptığı gündeme gelmiştir. Evsel ve sanayi atık suları ile deterjan ve katkı maddelerinin doğal sulara, içme sularına, nehir, göl ve denizlere bulaşmasıyla ciddi sorunlar ortaya çıkmıştır (Bektaş, 1998).

Deterjanların boşaltıldıkları sulara başlıca etkileri; köpük oluşturma, biyolojik ayrışma sonucu oksijen tüketimi, sudaki canlılar üzerine etkileri, ötrofikasyon ve içme sularına etkileri şeklinde özetlenebilir. Deterjan aktif maddeleri alıcı sularda su özelliklerine bağlı olarak 0,5 mg/L'den yüksek derişimlerde köpük oluştururlar. Oluşan köpükler su yüzeyini kaplayarak havalandırmaya ve oksijen alışverişine engel olabilir. Deterjan aktif maddesi boşaltıldıkları alıcı sularda biyokimyasal reaksiyonlarla ayrışır ve bu ayrışma sırasında ortamdaki çözünmüş oksijeni kullanırlar, bu da ani oksijen eksikliğine neden olabilir (Minareci, 2007).

Deterjanların en önemli ekolojik etkisi ötrofikasyona sebep olmasıdır. Ötrofikasyon, denizel ortamda bulunan azot ve fosfatın artması ve bunun sonucu mevcut ortamda bulunan alglerin miktarındaki artıştır. Bu aşırı artış ortamda bulunan toksik alg patlamalarına sebep olabileceği gibi ortamda oksijen eksikliğine, bulanıklığa, tabanda aşırı birikmeye, kokuşmaya ve canlı türünde azalma ve sonuç olarak ortamın kullanılamaz hale gelmesine neden olmaktadır (Çetintürk, 2003).

LAS, ekosisteme girdiğinde ilk olarak yüzeyde toplanma gibi bir eğilimi vardır. Daha sonra sedimente çöküp, asılı maddeye tutunma veya deniz canlılarında yoğunlaşması mümkündür. LAS'nin parçalanma ürünü olan SPC (Sülfenil karboksilik asit) ise LAS'ın karakterinde değildir, daha fazla polardır ve askıda

madde ile birleşme özelliği göstermez. Dünyada genelde yapılan çalışmalarda sadece deniz suyunda, sedimentte veya deniz canlılarındaki miktar tayini değil aynı zamanda LAS'ın aerosol formundaki miktarları da araştırılmıştır. Laboratuvar şartlarında LAS'ın denizden havaya geçişini incelemişlerdir. LAS denizel ortamda, denizdeki dalgaların kırılması sonucu yüzeyin hemen altında oluşan balonların altına girebilmektedir. Balonların yüzeye doğru çıkmasının ardından yüzeyde patlaması sonucunda LAS'ın aerosol olarak havaya karıştığı saptanmıştır. Ortalama olarak tatlı su numunelerinde %72 oranında, deniz suyu numunelerinde ise %60 oranında LAS aerosol şekle geçmektedir. LAS'ın içerdiği karbon sayısına göre buradaki sıralama ise $C_{11} > C_{12} > C_{10} > C_{13}$ şeklindedir (Marcomini vd., 2001).

2.5 Deterjanların Zehirliliği

Deterjanların insan sağlığına etkisi kullananların direk teması ve bu sürenin uzunluğuna göre değişmektedir. Burada ayrıca deterjan aktif maddelerinin tipinin rolü büyüktür. Yüksek toksisite alkil fenol poliglikollerde görülmektedir (Bektaş, 1998).

Anyonik surfaktanlardan lauril sülfatlar, alkil-aril sülfonatlardan daha az toksiktir. Polietoksi alkil fenol eterler anyonik surfaktanlarla aynı toksisiteye sahiptir. Deterjanların deri ile temas etmesi dolayısıyla deri üzerinde hassasiyeti saptanmıştır. Deri üzerindeki irritasyon daha çok yüksek konsantrasyondaki alkaliye bağlıdır (Bektaş, 1998).

Göze etki olarak özellikle şampuanlar ve kozmetik preparatların korneal tahrişi bilhassa noniyonik ve katyonik şampuanlarla ortaya çıkabilir. Oral yolla deterjan alımı özellikle gıda yoluyla olmaktadır. Örnek olarak sebzelerin deterjanla yıkanması sonucu kalan bakiye, kirlenmiş içme suları, tabak, bardak vb. malzemelerden yıkama sonucu kalan bakiye deterjandır (Bektaş, 1998).

Deterjanların deniz canlılarına bulaşmasına ait yapılmış pek çok çalışma ve yayın mevcuttur. Genelde düşük konsantrasyonda olduğundan kronik ve öldürücü olmayan etkileri akut zehirliliğinden daha önemlidir (Bektaş, 1998).

Alkil benzen sülfonatlarda tahriş yapıcı özelliğe sahiptir. Noniyonik deterjanlar, anyonik deterjanlardan 1,5-2 defa daha fazla aktiftirler. Polioksietilenli düz zincirli alkoller aril sülfonatlardan daha tehlikelidirler (Bektaş, 1998).

Deterjanların 0,5 mg/L'den daha yüksek konsantrasyonda köpük oluşturduğu ve suda O₂ alış-verişini engellediği ve dolayısıyla denizdeki canlılara zararlı olduğu bildirilmiştir (Bektaş, 1998).

Yaygın kullanılma alanı olan deterjanların insan ve deniz canlılarına olan toksik etkisi üzerinde çok geniş çalışmalar yapılmıştır. Bunların arasında deterjanların yapısına giren surfaktanlardan, bugün yaygın olarak kullanılan LAS'ın ve yapıda bulunan diğer maddelerin özellikle fosfatların toksisitesi üzerinde durulmaktadır (Çetintürk, 2003).

İnsan değişik kaynaklardan LAS almaktadır. Bu meyve ve sebzelerin yıkanmasından 1 mg/gün ve diş macunu ile ağız yıkamadan 0,2-4 mg/gün, tabak, kap yıkanması arttığında kalan LAS'tan alınan miktar 1,125 mg/gün, balık etinden 3 mg (150 g balık yenmesi sonrası), içme suyundan 0,5 mg/L, LAS'ın insanın aldığı ve total olarak bunun günde 0,3-3 mg olduğu bildirilmiştir. Şüphesiz bu sayı deterjanın daha çok kullanımı dolayısı ile bugün miktar çok daha fazladır. Genel olarak bu sayı 1-10 mg/gün olarak hesaplanmaktadır. Deterjanın fazla kullanımı sonucu toksisitesine paralel olarak absorpsiyonu incelendi. LAS'ın absorbe olduğu ve kanda süratle metabolize olduğu ve alkil grubunun oksidasyona uğradığı SPC'lerin olduğu, safra ile (%90) ifraz olduğu ve ayrıca idrarla az kısmının itrahi olduğu (%10) belirtildi. Karsinogenik, mutagenik ve tetragonik etkisi vardır. Deterjanın deniz yüzeyini film halinde örtmesi ve dolayısı ile oksijen alışverişini kesmesi ve bunun neticesi deniz canlılarına etkisi yanında deniz canlılarınca absorpsiyonu bilhassa solungaçlarda tutulması sonucu onun ölümüne sebep olmaktadır. Deniz canlılarından fitoplanktonlara etkisi, LDH'ya etkisi, hemolizan etkisi, mikroorganizmaya etkisi, Crustaceae'ye, kaya balığına, nehir balıklarına, sazan balığına, zebra balığına LAS'ın 4,9 mg/L, alabalığa 12,5 µg/L, alabalığın enzimlerine etkisi incelendi. Alabalık yavrusuna (LC₅₀ 96 h. 0,36 mg/L) ve Teleost *channapunctatus*' un enzimlerine etkisi vardır. Solungaçlar üzerine ve gold fish' e (LC₅₀ 24 h. 7,59 mg/L, 48 h. 7,48 mg/L, 72 h. 7 mg/L, 96 h. 6,16 mg/L) toksik etkisi bildirildi (Çetintürk, 2003).

2.6 Deterjanların Sucul Canlılar Üzerine Etkileri

Deterjanların sucul canlılar üzerine toksik etkilerine ilişkin ön çalışmalar, tatlı su canlıları ile başlatılmıştır ve deterjanların *Salmo gairdnerii*'nin gastrula safhasında gelişmeyi durdurduğu gözlenmiştir. Yapılan bir çalışmada, % 75 deniz suyu, % 25 deterjan ile hazırlanan bileşimlere, 0,5, 5, 15 ve 30 dakikalık aralıklarla yerleştirilen organizmalarda bazı türlerin hassasiyet gösterdiği (*Balanus balonoides*, *Carcinus maenas*, *Psammaechinus mularis*, *Mytilus edulis*) türleri (mortalite % 90–100), bazı türlerin ise dayanıklılık gösterdiği (*Littorina littoralis*, *Mucella lapillus* türleri) saptanmıştır. Balıklar üzerinde deterjanların toksik etkileri araştırılmış, balıkların omurgasızlara oranla daha hassas oldukları saptanmıştır. ABS'nin 0,01 mg/L' lik, LAS'ın 1 mg/L'lik konsantrasyonunun *Crassostrea virginica* ve *Merceneria merceneria* veliger larvalarında büyümeyi durdurduğu gözlenmiştir. Crustaselerden *Elminius modestus* ve poliketlerden *Sabellaria spinulosa* yumurta ve larvalarına benzer toksik etkiler gösterdiği saptanmıştır (Mineraci, 2007).

Farklı sistematik gruplara ait türler üzerinde anyonik ve noniyonik deterjanların toksik etkilerini araştırmışlar, noniyonik deterjanların anyonik deterjanlara oranla 1,5–2 kat daha fazla etkili olduğunu belirtmişler ve organizmaların hassasiyetlerine karşı deterjanların toksisitelerini saptamışlardır. Sucul hayvanlara, yüzey aktif maddelerin kronik ve subletal toksisitelerinin değerlendirmesi ile ilgili çalışmasında, anyonik ve katyonik yüzey aktif maddelerin, kronik toksisite konsantrasyonlarının genellikle 0,1 mg/L'den büyük olduğunu, bu yüzey aktiflerin davranışsal ve psikolojik etki aralığının 0,002–40 mg/L arasında olduğunu, ulaşılan bu toksisite verilerinin, büyük oranda birkaç yüzey aktifin (ağırlıklı olarak LAS) laboratuvar çalışmaları sonucu elde edilen toksisite verileri olduğunu belirterek, daha önce hazırlanan raporları karşılaştırmıştır. Bu raporlara dayanarak, nehirlerde kronik toksisite değerleri ve ölçümlerine göre anyonik LAS'ın, diğer yüzey aktif maddelerden akuatik olarak daha güvenilir olduğunu, tatlı ve tuzlu sulardaki yüzey aktifler için saptanmış verilerin güvenilirliği ve geçerliliğinin başlangıçta tetkik edilmesi ve hayvan test türleri için laboratuvar ve arazi verileri eklenerek bir sonuca ulaşılması gerektiğini belirtmiştir. Deterjanların fitoplankton üzerine etkilerinin araştırıldığı bir toksikoloji çalışmasında, bir diatom türü olan *Phaeodactylum tricorutum* kültüründe metilen mavisi aktif maddeler (MBAS) değerlendirilmiştir.

Ticari deterjan solüsyonları doğal fitoplankton örneklerine eklendiğinde, klorofil-a içeriğinde ve birincil üretim potansiyelinde önemli değişiklikler, *P. tricornutum* hücre yoğunluğunda şiddetli bir azalma gözlenmiş, ayrıca konsantrasyon 2–5 mg MBAS/L olarak bulunmuştur. Karasal çevrede LAS'ın etkileriyle ilgili bilgileri derlediği makalesinde, LAS'ın oldukça hızlı şekilde degrade olduğunu, fakat anaerobik şartlarda çok yavaş şekilde degrade olduğunu veya hiç olmadığını, bu nedenle LAS'ın atık çamurda yüksek konsantrasyonlarda bulunabileceğini, bu çamurun toprağa uygulanması sonucu da yüksek konsantrasyondaki LAS'ın toprağa geçmiş olacağını ve topraktaki bu konsantrasyonun genellikle en az 1 mg/kg, en çok 5 mg/kg olduğunu belirtmiş ve karasal sistemde LAS'ın olumsuz etkilerinin uzun zaman sürecinde önlenilebileceği sonucuna varmıştır. LAS'ın subletal konsantrasyonlarının balıklarda yaptığı biyokimyasal ve hematolojik değişikliklerle ilgili yapılan çalışmada, gökkuşağı alabalığına değişik dozlarda LAS uygulandıktan sonra, böbrek, karaciğer, solungaçlardaki biyokimyasal değişiklikler ve hematolojik parametreleri rapor edilmiştir. Uygulama 54 günlük bir periyotta yapılmıştır. Bir kontrol grubu, 2 deney grubu (1. gruba 0,2 mg/L LAS, 2. gruba da 0,4 mg/L LAS uygulanmıştır) oluşturulmuştur. Çalışma sonunda enzim düzeyleri (laktat dehidrogenaz LDH, aspartat amino transferaz AST, alanin amino transferaz ALT, alkalın fosfataz ALP) düşük olarak belirlenmiştir (Mineraci, 2007).

Karaciğer ve böbrekteki ALT, ALP, AST enzim aktiviteleri LAS uygulandıktan sonra azalmıştır, fakat solungaçtaki LDH aktivitesi artmıştır. Bununla birlikte deney grubunda eritrosit sayısı artmıştır ve bu istatistiksel olarak önemli bulunmamıştır. Kontrol grubuyla karşılaştırıldığında deney grubunun tüm organlarında önemli histopatolojik değişiklikler gözlenmemiştir. Deterjan içeren suda, diğer kirleticilerin de etkileri artabilir. Örneğin milyonda bir oranında deterjan içeren suda DDT gibi böcek öldürücü pestisitlerin balıklardaki toksisitesi artmaktadır. Diğer yandan sudaki miktarına göre deterjanın canlıda yüksek oranda biriktiği çalışmalarla saptanmıştır. Yapılan bir araştırmada bir balık türünün etinde 18 mg/kg'a kadar deterjan birikebildiği saptanmıştır. Yani deterjan, denizden aldığımız besin zinciri yoluyla bizlere kadar ulaşabilmektedir (Mineraci, 2007).

2.7 Deterjanların İçme Sularına Etkileri

İçme suyu amaçlı kullanılan kuyu sularında parçalanmaz özellikte dallanmış zincire sahip ABS moleküllerine rastlamak mümkündür. Dolayısıyla oluşan köpük problemini çözümlmek için ABD ve Avrupa’da 1964–65 yıllarında tümüyle LAS kullanılmaya başlanmıştır. Değişik tuzluluk derecesine sahip alıcı ortam analizlerinde LAS’ın % 80–90 oranında parçalandığı, bir atık su örneğinde ise, LAS’ın 0,5 mg/L konsantrasyonun altına 2 aylık bir periyot içinde ulaştığı, ABS taşıyan aynı miktardaki atık su örneğinde ise, ABS’nin 5,5 yıllık bir periyotta 0,5 mg/L’ye ulaştığı tespit edilmiştir. Aerobik arıtma tesislerinde de LAS’ın kolaylıkla parçalandığı, parçalanmayan kısmın yarattığı toksisitenin önemli miktarda olmadığı bildirilmiştir. Bu açıdan ülkemizde son yıllarda deterjan yapımında aktif madde olarak biyolojik parçalanması oldukça kolay olan LAS kullanılmaktadır (Mineraci, 2007).

İçme sularında zararsız fosfor konsantrasyonu 7 mg/L P_2O_5 üst sınırdır (Mineraci, 2007).

Deterjanlar konusunda WHO’nun önerdiği limitlere göre içme suyunda bulunabilecek anyonik deterjanlar 0,2 mg/L’yi geçmemelidir. Yine aynı kuruluşun 1984 yılında yayınladığı “İçme Suyu Kalitesi için Ana Hatlar” adlı yayında deterjanlar için sınır değer verilmemekte, ancak içme suyunda köpük, tat ve koku meydana getirmeyecek seviyede olması gerektiği belirtilmektedir. Deterjanlar insanlara içme suyu ile ayrıca deterjanla kirlenmiş su ile yıkanan meyve ve bitkiler ve çalkalanmadan kullanılan kaplarla geçebilir. Evlerde yıkanan kaplar sonradan çalkalandığı zaman suya 0,2–1 mg/L yüzey aktif madde verir (Mineraci, 2007).

Değişik ülke ve kuruluşların kabul ettiği LAS’a ait içme suyu sınır değerleri ABD için 0,5 mg/L, Kanada için 1 mg/L, WHO için 0,2 mg/L, AET için 1. sınıf sularda 0,005 mg/L ve 4. sınıf sularda 1,5 mg/L, DSİ için 0,1 mg/L ve İSKİ için 0,5 mg/L’dir (Çetintürk, 2003).

2.8 Deterjanların Biyodegradasyonu

Deterjanların ilk sentetik örneği kısa zincir alkil naftalen sülfonattır. 1930'ların başında uzun zincirli alkoller sülfone edilmiş ve sonra nötralize edilerek sodyum tuzu şeklinde kullanıma sunulmuştur (Bektaş, 1998).

Uzun zincirli alkil-aril sülfonatlar aromatik çekirdeğin alkil grubuna eklenmesi ile Amerika'da ortaya çıkmıştır. Kimyasal gelişmeler bu yıllardan sonra hızla devam etmiştir. Üretim kolaylığı ve maliyetin ucuz olması nedeniyle alkil benzen sülfonat (ABS) yaygın kullanılmıştır (Bektaş, 1998).

Alkil benzen sülfonatlar (ABS) sentetik deterjanlarda kullanılan anyonik dallanmış zincirli hidrokarbonlardır. Normal atık su arıtma işlemlerine oldukça dayanıklıdır. Bu nedenle bu suların atılmasıyla doğal su kaynaklarında ABS birikimi oluşmuştur. İlk zamanlar deterjanların bakterilerce biyodegradasyona uğrayacağı tahmin edilmiştir. Ancak bunun doğru olmadığı ve deterjan yapısındaki yüzey aktif maddelerin bakterilerce çok yavaş bozunmaya uğradıkları kısa zamanda anlaşılmıştır. Böyle bir kirlenmeyi önleyebilmek için bakteriler tarafından daha kolay parçalanabilen deterjan aktif maddeleri araştırmaya başlanmıştır. Bunun sonucu olarak 1965 yılında LAS sentezlenmiştir. Bu madde sabunlardaki yağ asitlerinde olduğu gibi düz zincirli grup içermektedir. Düz zincirli karbon bileşikleri (LAS), dallanmış bileşiklere (ABS) göre bakteriler tarafından daha kolay parçalandığı tespit edilmiştir (Bektaş, 1998).

Yüzey aktif maddelerin parçalanabilirliği en az %80 olmalıdır (Bektaş, 1998).

Kendi içinde bir dengeye ulaşmış olan çevre, tabiatına uymayan etkiler karşısında etkilenmekte, tekrar dengeye ulaşmak için yeni davranışlarla (bakteri, enzim üreterek) kirlilik faktörlerine cevap vermektedir. Mikroorganizmalar bozulan çevre şartlarına uyum sağlamada çok hızlı davranabilmektedir. Gelişmiş organizmalarda bozulan çevre şartlarına uyum daha uzun zamanda sağlanabilmektedir. Temizlik ve yıkama maddesi olarak kullanılan deterjanlar için de aynı durum geçerlidir (Minareci, 2007).

Biyodegradasyon, mikroorganizmaların deterjanları kullandığı ve basit olmayan kimyasal olayların değişimidir. Deterjanlar mikroorganizmalar tarafından tüketilir, yani gıda olarak yenir. Sudaki mikroorganizmaların bazıları deterjanlara adapte olmuş, bazıları ise olamamıştır. Ancak uygun sıcaklık koşullarında degradasyonun

tamamlanabilmesi için uygun bir zamana gereksinim vardır. Eskiden kullanılan tetrapropilen benzen sülfonat % 30 oranında degradasyona uğrarken, günümüzde kullanılan deterjanlar % 90 oranında degradasyona uğramaktadır. Farklı tuzlulukta suların, yumuşak deterjanları % 80–90 oranında biyodegradasyona uğrattığı saptanmıştır (Minareci, 2007).

Biyodegradasyondan sorumlu faktörler:

- Deterjan aktif madde sayısı,
- Mevcut mikroorganizmaların adaptasyon dereceleri ve tabiatları,
- Deterjan konsantrasyonu,
- pH,
- Sıcaklık,
- Etkilenme süresi,
- Ortamın havalandırılması,
- Ortamın bileşimi,
- Mineral maddelerin seviyeleri ve organik maddelerdir (Minareci, 2007: Koç vd., 2002).

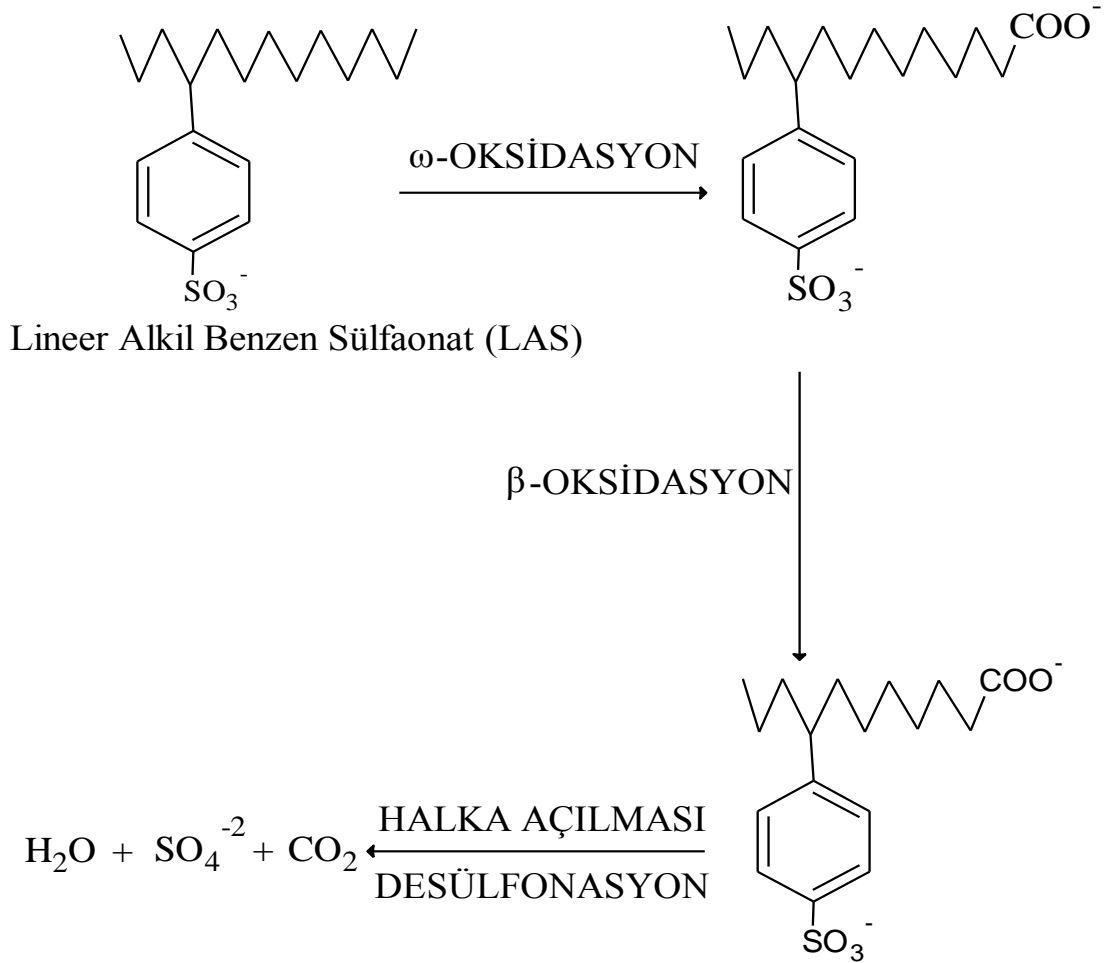
Organik madde konsantrasyonunun önemli oluşu, biyodegradasyonu kolaylaştırmasıdır. Bu ortamda mikroorganizmalar hızlı bir şekilde çoğalırlar ve biokütlesi artar. Bununla birlikte ortamdaki isteklerine göre besinleri kullanırlar. Birçok mikroorganizma türünün anyonik deterjanları kuvvetlice absorbladığı dikkate alınır, anyonik deterjanların bulunan değerlerine hem biyodegradasyon hem de deterjan-protein etkileşmesi sonucunda absorpsiyonun etkili olması beklenmelidir (Minareci, 2007).

1966–1968 tarihleri arasında, anyonik deterjanların biyodegradasyona uğraması ile ilgili olarak bir çalışma yapılmış, deneysel çalışmalar sonucunda *Klebsiella*, *Achromobacter*, *Flavobacterium* ve *Micrococcus* cinslerinin üyelerinin deterjanları degradasyona uğrattığı ve degradasyonu çevresel şartların etkilediği, örneğin çakıl, amyant (asbest) gibi cansız materyallerin veya kuru aktif çamurun varlığında degradasyonun olduğu, pepton gibi nütrientler eklendiğinde deterjanların normal olarak degradasyona uğramadığı sonucuna varılmıştır (Minareci, 2007).

Yapılan bir çalışmada, yüzey aktif maddelerin çevrede yarattığı kontaminasyonları gözden geçirmişlerdir. Bugün kullanılan iki ana surfaktan LAS ve alkil fenol etoksilat atık su arıtma tesislerinde kısmen aerobik degradasyona uğradığını, kısmen de atık sulu çamur adsorbe edildikten sonra araziye uygulandığını, toprağa sulu çamurun uygulanmasıyla birlikte surfaktan düzeyinin 0–3 mg/kg aralığında olabileceğini, APE'nin ürünlerin bozulmasında az da olsa toksisite gösterdiğini, ayrıca erkeklerde sperm sayısının azalmasıyla ve kanserojen etkilerle de bağlantı olabileceğini, sonuç olarak anyonik yüzey aktif maddelerin yaygın olarak kullanımını ciddi oranda risk oluşturmazken, katyonik yüzey aktiflerin çok daha toksik olduğunu ve katyonik deterjanların degradasyonu ile ilgili bilgi eksikliği olduğunu belirtmişlerdir (Minareci, 2007).

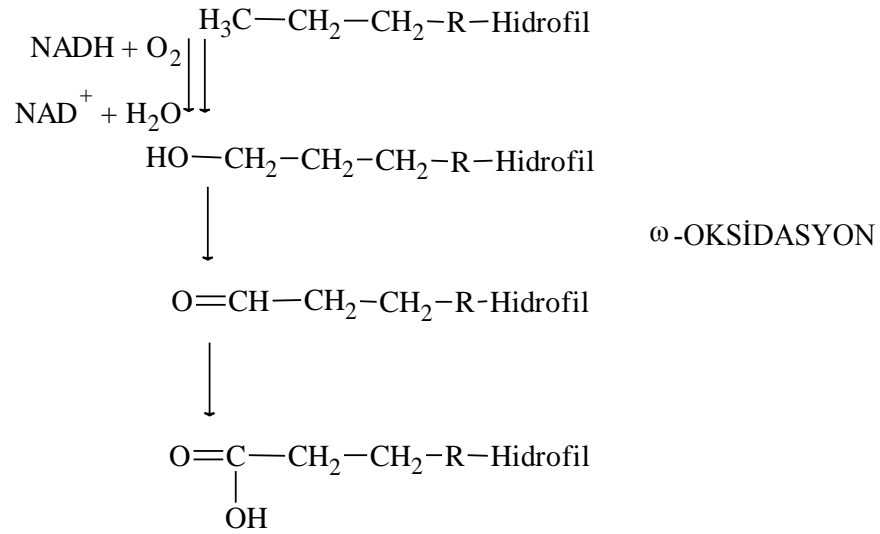
2.9 LAS'ın Biyodegradasyonu

LAS'ın biyodegradasyonunda hız, alkil zincirinin uzunluğuna ve fenil halkasının alkil zinciri üzerindeki yerine bağlıdır. LAS, benzen halkasının açılması safhasına kadar hızlı bir şekilde biyodegrade olur. Burada hidrokarbon zinciri uzun olan LAS (C₁₂-C₁₃), kısa olandan (C₁₀-C₁₁) daha hızlı biyodegrade olur (Bektaş, 1998).



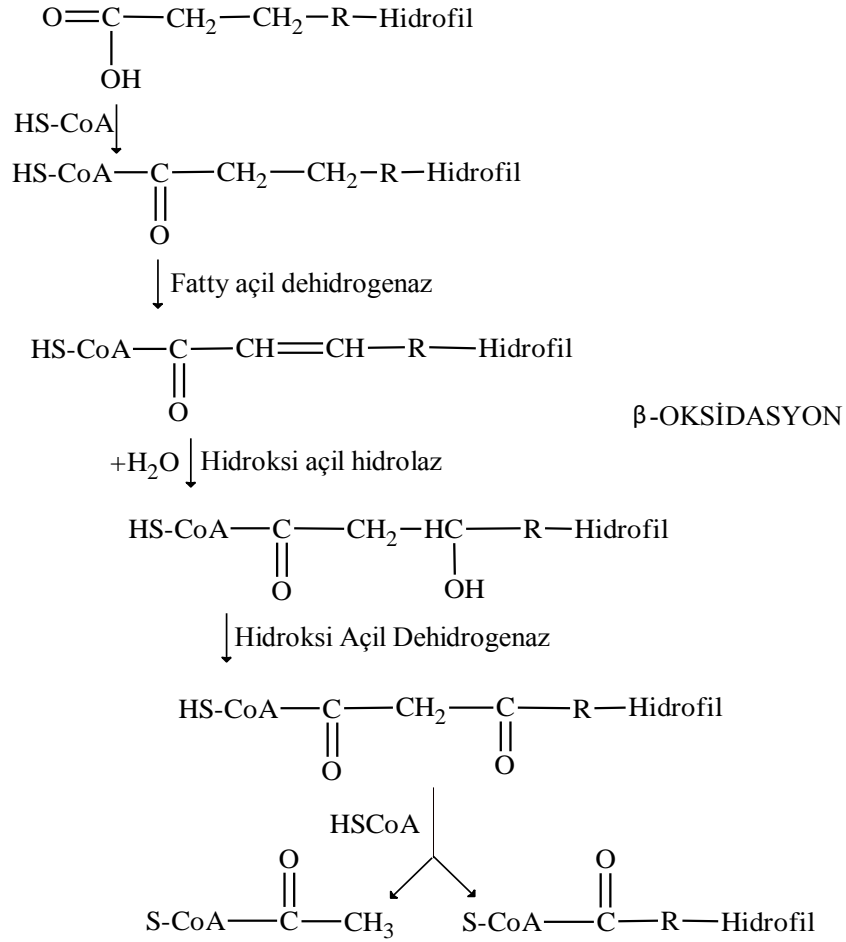
Şekil 2.3 LAS biyodegradasyon basamakları

LAS'ın parçalanması, benzenin sterik etkisinden dolayı, benzene en uzak noktadaki metil grubu oksidasyona uğrayarak (Şekil 2.3) biyodegradasyon süreci başlar (Perales vd., 2007a).



Şekil 2.4 Alkil zincirinin parçalanması süreci

LAS'ın terminal metil grubu ω -oksidasyon diyagramında gösterildiği gibi önce alkole, sonra aldehite ve son olarak karboksilik asite dönüşmektedir. ω -oksidasyon (Şekil 2.4) sürecinden sonra β -oksidasyon (Şekil 2.5) süreci başlamaktadır (Scott vd., 2000).



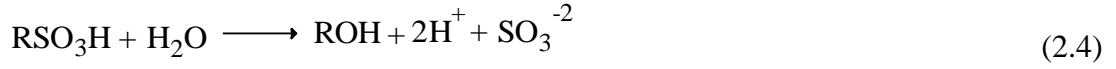
Şekil 2.5 Alkil zincirinin parçalanması süreci

Karboksilik asite dönüşen LAS, alkan monooksijenaz ve 2 dehidrogenaz enzimleriyle transformasyona uğramaktadır. SPC, β -oksidasyona uğrar ve lineer alkil grubunun bir kısmı degradasyona uğrar. Lineer alkil zincirinde bulunan fenil grubunun β pozisyonunda bulunan karbon atomuna (fenil grubunun bağlı olduğu karbon atomu ile karboksilat grubu arasında bulunan ve fenil grubuna 2 karbon uzaklıktaki karbon atomu) hidroksil grubu veya karbonil grubu β -oksidasyon sürecinde bağlanır (Scott vd., 2000).

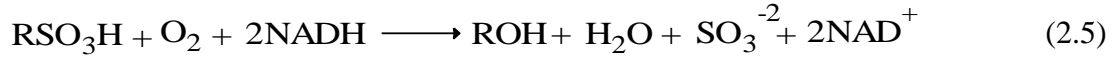
LAS'ın başlıca ω -oksidasyon, β -oksidasyon yanında hidroksidatif redüktif desülfonasyon ile mono oksijenaz kataliz, hidroksidatif desülfonasyon veya redüktif desülfonasyonla, aromatik halkaya bağlı sülfon grubunu kaybeder (Scott vd., 2000).

Desülfonasyon için 3 farklı mekanizma önerilmektedir (Scott vd., 2000),

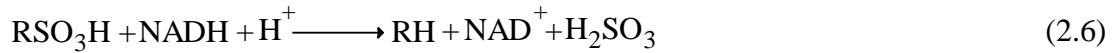
1. Hidroksidatif Desülfonasyon, Denklem 2.4'de gösterilmiştir.



2. Asidik şartlar altında mono oksijenaz kataliz ile reaksiyon, Denklem 2.5'te gösterilmiştir.



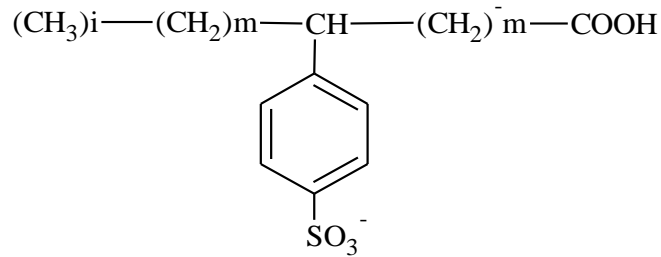
3. Redüktif Desülfonasyon, Denklem 2.6' da gösterilmiştir.



Hangi mekanizma türü baskın gelirse gelsin LAS'ın sahip olduğu sülfid grubu çevre tarafından sülfata yükseltgenebilir (Scott vd., 2000).

LAS, benzen halkasının açılması safhasına kadar hızlı bir şekilde parçalanır. Benzen halkasının açılması sürecine kadar önce alkil zinciri, daha sonra da sülfid grubu degrade olmaktadır (Scott vd., 2000).

Benzen halkasının parçalanmaya karşı gösterdiği direnç nedeniyle bu aşamada parçalanma yavaşlamakta ve ortamda SPC birikmektedir (Şekil 2.6) Yüksek Basıncılı Sıvı Kromatografisi (HPLC) ile LAS'ın degradasyonu ürünü SPC yanında α,β doymamış SPC'dir (Çetintürk, 2003). Bunların formülleri Şekil 2.7'de görülmektedir.



$$i = 1 \quad 11 > m + n > 0$$

$$i = 0, m = 0 \quad 12 > n > 0$$

Şekil 2.6 Sülfenil karboksilik asit

parçalanması üzerinde çalışmalar vardır. Fareler üzerinde yapılan çalışmada LAS'ın β degradasyona uğradığı belirtilmiştir. Bunun bakterilerde de aynı olduğu ve bakterilerce sülfonat grubunun koparılmasından sonra fenil halkasının açıldığı belirtilmiştir (Çetintürk, 2003).

2.10 Sulardan LAS'ın uzaklaştırılması

Birleşmiş Milletlerin hesaplamaları, gelişmiş ülkelerde kentsel alanlarda 2000 ile 2030 yılları arasında, kentsel nüfusun 2 milyardan yaklaşık iki katına çıkacağını göstermektedir. Nüfustaki artış şu anda halen gelişmiş ülkelerde var olan su sıkıntısını giderek büyümektedir. Su kıtlığı ile ilgili tek yol, atık su temizleme ve geri kullanma teknolojilerinin geliştirilmesidir. Ancak gelişmiş ülkelerin büyük bir kısmında, bütçe sadece günlük 1 dolardır. Ayrıca suyun tekrar kullanma teknolojileri düşük maliyetli olabilirse başarılı şekilde yerine getirilebilir. Tekrar kullanım için su kaynağı, çamaşırhane yıkamalarındaki yıkama suyudur. Hindistan gibi ülkelerde, birçok aile çamaşırı ellerinde yıkarlar. Çamaşırların yıkanma işlemi, günlük evsel su tüketiminin yarısına denk gelmektedir. Temizleme esnasında kullanılan kimyasallar, su kirliliği açısından en büyük tehlikedir (Schouten vd., 2007).

Yapılan bir çalışmada, temel düşünce çok farklı kullanım döngüsüne izin vermek için kirli yıkama suyunun temizlenmesidir. Yıkama suyundan ana kirlilikler giderildiğinde, ev işlerinde veya sulama amaçlı olarak tekrar kullanılabilir. Ana kirlilikler, eklenen deterjan kirlilikleri ve çamaşırların yıkanması sırasında kıyafetlerden suya geçen kirliliklerdir. Ana kirlilikleri oluşturan esas bileşen, düşük maliyetli üretim hacmine sahip deterjanların esas aktif bileşeni olan anyonik yüzey aktif maddelerdir. Dünya genelinde yüzey aktif üretiminin kabaca hesabına göre yılda 10 milyon tondur, ve bunun %60'nı anyonik yüzey aktif maddeler oluşturmaktadır. Anyonik yüzey aktif maddeler, düşük üretim maliyetleri ve kolay sentezlenebilmesinden dolayı, sık kullanılan deterjan bileşenleridir. Oluşabilecek su kirliliklerini engellemek için bu bileşenin giderilmesi gerekmektedir (Schouten vd., 2007).

Sudan yüzey aktif maddenin giderimi için alışlagelmiş metotlar, kimyasal ve elektrokimyasal oksidasyon, membran teknolojileri, kimyasal çöktürme, foto-katalitik bozunma, adsorpsiyon ve çeşitli biyolojik metotlar gibi prosesleri içerir. Bu

proseslerin çoğu pahalı ve su geri kazanıldıktan sonra evsel kullanımlar içinde uygun değildir. Adsorpsiyon teknolojisi, düşük maliyetli geri kazanım tekniğidir. Bu proses ayrıca düşük gelirli aileler için bile suların evsel kullanımı için olanak sunar (Schouten vd., 2007).

Adsorbentler düşük maliyetlidir, bol miktarda bulunmaktadır, yan ürünlerin, doğal veya sanayilerden atık malzemelerin işlenmesiyle elde edilebilmektedir. Sudan anyonik yüzey aktif maddelerin adsorpsiyonu geniş ölçüde çalışılmaktadır. Birçok adsorbent materyali çalışılmıştır. Örnek olarak alumina, zeolitler, sediment, bentonit, kum, çamur, silikajel, reçinelerden, aktif karbonlardan ve kirli dış latik kauçuk gibi adsorbentler kullanılmalıdır (Schouten vd., 2007).

En önemli husus adsorbent seçimidir. Temel düşünce, el yıkama ortamında evsel kullanım için, küçük bir alete adsorbentin yerleştirilmesidir. Adsorbent seçimindeki değerlendirme ölçütü, 0,1-0,3 g /kg sudaki yüzey aktif madde konsantrasyonlarında yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip olmalıdır. Tipik olarak yıkama suyunda bulunur (Schouten vd., 2007). Yüzey aktif madde adsorpsiyonunun ana mekanizması,

- İyon değiştirme
- İyon çiftlenmesi
- Hidrofobik etkileşimler
- Aromatik etkileşimler
- Dispersiyon kuvvetleri ile adsorpsiyon (Van der Waals kuvvetleri)

Bu mekanizmalar arasında, Van der Waals kuvvetleri en zayıf etkileşimlerdir ve ayrıca hesaba katılan bir etkileşim değildir (Schouten vd., 2007).

Doğal su ortamına yüksek konsantrasyona sahip LAS içerikli atık su deşarj edilirse, su ortamında LAS biyodegradasyon dengesi bozulur ve LAS'ın büyük bir kısmı sedimentte birikir. Başka bir ifade ile sediment üzerine zayıf bağlarla bağlanır (Jianfang vd., 2000).

2.11 Deterjan Tayin Metotları

2.11.1 Kalitatif metotlar

- i. İnce Tabaka Kromatografisi (TLC)
- ii. İnfrared spektroskopisi (IR)

2.11.2 Kantitatif metotlar

- i. İnfrared spektroskopisi (IR)
- ii. Spektrofotometri
- iii. Metakromazi
- iv. Atomik Absorpsiyon Spektrometresi
- v. Gaz Kromatografisi Kütle Spektrometresi
- vi. Yüksek Basıncılı Sıvı Kromatografisi
- vii. Kapiler Elektrofrezisi Kromatografisi
- viii. İyon Kromatografisi

2.12 Literatür Özetleri

Dong Hu gölündeki (Çin) LAS'ın degradasyonunda mikrobiyal popülasyonun büyüklüğünün etkileri araştırılmıştır. Çalışmada LAS oranları arasında korelasyonu bulmak, göl suyunda başlangıçtaki bakteriyel popülasyonun büyüklüğünü bulmak amaçlanmıştır. Sonuç olarak test ortamında mikrobiyal popülasyonun büyüklüğünün, LAS degradasyon oranını etkilediği saptanmıştır (Yediler vd., 2003).

Dianchi gölünde (Çin), LAS yüzey aktif maddesinin konsantrasyonun 18,6 ile 260,1 µg/L arasında olduğunu, ortalama konsantrasyon değerinin de 52,6 µg/L olduğunu göstermiştir. LAS yüzey aktif maddesinin sonbahar mevsiminde diğer mevsimlere oranla LAS konsantrasyonu çok daha az olduğu, LAS maddesi öncelikle göl suyunda mikroorganizmalar tarafından biyodegradasyona uğradığını ve 28 gün sonra degradasyon oranının %97' den büyük olduğu ispatlanmıştır. Sıcaklık, pH ve başlangıç konsantrasyonu LAS'ın biyodegradasyonunu etkilediğini ancak sıcaklık Dianchi gölündeki suyun LAS biyodegradasyonunu etkileyen en büyük faktör olduğunu ispatlamışlardır (Wang vd., 2010).

Moselle nehrinde (Toul, Fransa) yapılan çalışmada, C^{11} -LAS, azoalbumin ve azokasein gibi organik bileşiklerin belirli konsantrasyonlarda, seyreltilmiş atık sularında ve nehir suyunda aktif çamur üzerindeki adsorpsiyon/desorpsiyonu çalışmaları araştırılmıştır. Aktif çamur birikintisi tarafından C^{11} -LAS adsorplanmış miktarı, azokasein veya azoalbuminden daha yüksek olduğu ve sonuçların Freundlich izotermine uygun olduğu ispatlanmıştır (Çamurlar için $n=3$, azokasein ve azoalbumin için sırasıyla, $1,6\pm 0,3$ ve $0,3\pm 0,1 \mu\text{mol}^{1/n} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{I}^{1/n}$). Aktif çamurlar tarafından C^{11} -LAS'nin emiliminin nehir suyunda kısmen tersinir olduğu görülmüştür, aktif çamur ve nehir suyu arasındaki azokasein ve azoalbumin değişiminin çok düşük derecede tersinir olduğu ispatlanmıştır. Nehir suyundaki iletkenlik değişimi, aktif çamur birikintisinden C^{11} -LAS desorpsiyonu üzerinde hiçbir çarpıcı etkisinin bulunmadığını göstermiştir ancak azokasein desorpsiyonu üzerinde çok düşük etkisi olduğu ispat edilmiştir (Conrad vd., 2006).

Moselle nehrindeki (Toul, Fransa) yapılan çalışma da, aktif çamur yığınlarını, 4°C 'de, C^{11} -LAS'nin büyük bir kısmını, azokasein ve azoalbumine oranla daha hızlı adsorpladığını ispatlamışlardır (C^{11} -LAS, azokasein ve azoalbumin için sırasıyla K_{ads} değerleri, $8,6\pm 1,7 \mu\text{mol}^{1/n} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{I}^{1/n}$, $1,6\pm 0,3 \mu\text{mol}^{1/n} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{I}^{1/n}$ ve $0,3\pm 0,1 \mu\text{mol}^{1/n} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{I}^{1/n}$). Empirik Freundlich izotermi, C^{11} -LAS, azokasein ve azoalbumin bileşikleri için su-aktif çamur kısımlarını doğru bir şekilde açıklamıştır. Ayrıca, nehir suyundaki aktif çamur yığınlarından C^{11} -LAS, azokasein ve azoalbumin bileşiklerinin desorpsiyonu, C^{11} -LAS desorpsiyonunun tersine azokasein ve azoalbumin için düşük derecede tersinirliğe sahiptir, ancak bu koşullarda C^{11} -LAS kısmen tersinirdir (Conrad vd., 2006).

Düşük maliyetli adsorbentler, suların tekrar kullanılmasını sağlamak için çamaşır yıkama sularından anyonik yüzey aktif maddelerin giderilmesi için test edilmiştir. Adsorbentler, farklı yüzey aktif madde adsorpsiyon mekanizmaları ile uyumlu olarak seçilmiştir. LAS denge adsorpsiyon çalışmaları, $0,6 - 1,7 \text{ g LAS/g}$ pozitif yüklü adsorbentlerin üzerinde yüksek adsorpsiyon kapasitesindeki iyonik etkileşim sonuçlarını gösterir. İyonik olmayan etkileşimler, LAS ile non-iyonik reçineler veya aktif karbonlar arasındaki etkileşimler gibi etkileşimler, $0,02-0,6 \text{ g LAS/g}$ düşük adsorpsiyon kapasitesi ile sonuçlanır. Katyon değiştirici reçineler veya bentonit killeri gibi, negatif yüklü malzemeler, LAS için ihmal edilebilir adsorpsiyon

kapasitesine sahiptir. Benzer sonuçlar alfa olefin sülfonatlar (AOS) içinde elde edilmiştir. Farklı adsorbentler için maliyetleri karşılaştırıldığında, inorganik anyon değiştirici malzemeler ve aktif karbonların yüzey aktif madde üzerine adsorplanmış adsorbentin miktarının dolar başına değeri açısından değerlendirildiğinde en uygun malzemeler olduğunu ispat etmişlerdir (Schouten vd., 2007).

LAS'nin deniz ve nehir sedimenti üzerindeki adsorpsiyonunu ve özelliklerinin etkisi incelenmiştir. Adsorpsiyon deneyleri, tek sediment malzemeleri (saf kil ve deniz kumu) ile çalışılmış ve organik karbon içeriklerini azaltmak için sedimentler işlenmiş, bu çalışmalar deniz ve nehir bölgelerinde yapılmıştır. C₁₂-2-LAS, model bileşiği olarak kullanmıştır. Montmorillonite ve kaolinite, killerin adsorpsiyonu, her iki kil tipi içinde, lineer olmayan izotermlemlerle benzer sonuçlar göstermiştir. Organik içerikler azaltıldığı zaman, adsorpsiyon katsayıları, fraksiyon ile uzaklaştırılan ince tanecikli sedimentler orantılı olarak azalmıştır. Farklı yüzey aktif madde konsantrasyonlarında adsorpsiyon katsayıları ile sediment özelliklerinin ilişkisi, 10 µg C₁₂-2-LAS/L konsantrasyonların altında olduğu görülmüştür. Kil içeriğinin, adsorpsiyon ile uyumlu olduğu görülmüştür, ancak organik fraksiyonlar, çok yüksek konsantrasyonlarda çok önemli hale gelmiştir (Hermens vd., 2009).

Anyonik yüzey aktif maddeler, deterjanların ana bileşenlerini oluştururlar ve bir çok yüzey aktif madde formülasyonları farklı endüstri spektrumlarında kullanılmaktadır. Yapılan bir çalışma da, anyonik yüzey aktif maddelerin, sodyum dodesil sülfatın ve sodyum dodesil benzen sülfanatın, doğal sepiyolit üzerine adsorpsiyonunun, birbiri içerisinde kabul edilebilir eğilimi araştırılmıştır. Adsorpsiyon izotermlemleri, net bir biçimde 3 farklı bölgede farklı eğriler olduğunu göstermiştir. İlk bölge, oktahedral yapıdaki anyonik yüzey aktif maddelerin Mg⁺² iyonları ile kompleks oluşturduğu şeklinde veya yüzey aktif maddelerin ana gruplarında bulunan oksijen atomları ile H⁺ iyonları veya zeliotik sular arasındaki hidrojen bağı şeklinde tanımlanmıştır. Sepiyolitten salınan Mg⁺² iyonları, ikinci bölgede yüzey aktif maddenin magnezyum halinde çökmesine neden olmuştur. Üçüncü bölge, plateau bölgesinin başlangıcını ve çökeltinin misel çözünmesini göstermiştir. SDS/Sepiyolit sistemi için, yüzey aktif madde üzerine sıcaklığın etkisi, adsorpsiyonun serbest enerjisi (ΔG^0_{ads}) adsorpsiyon ısısı gibi (ΔH^0_{ads}) bazı termodinamik parametrelerin hesaplanmasında kullanılmıştır. ΔH^0_{ads} düşük değeri

(1,87 kJ/mol), sepiyolit üzerinde anyonik yüzey aktif maddelerin fiziksel adsorpsiyonunun bir kanıtı olduğu ispatlanmıştır. Diğerlerine nazaran yüksek değerdeki entropik katkı ($-T.\Delta S^0_{ads}$), sepiyolit üzerine anyonik yüzey aktif maddelerin adsorpsiyonunun entropinin kontrol ettiğini göstermektedir (Özdemir vd., 2007).

Alkil etoksi sülfatlar (AES), endüstriyel uygulamalarda sıkça kullanılan anyonik surfaktanlardır. Yüksek oranda AES kullanımı hakkında çok az bilgi olsa da, deniz ortamına olan ciddi etki literatürlerde verilmiştir. Sibila vd. (2008) tarafından yapılan çalışma da, AES'nin saf deniz suyunda biyodegradasyonuna ve toksik etkisine bakılmıştır. Sonuçlar biyodegradasyon hızının düşük olmasına karşın, AES'nin deniz suyunda yoğun bir şekilde biyodegradasyona uğradığı görülmüştür. AES'nin mikroalgler üzerindeki toksik etkisine bakıldığında, toksisitenin mikroalgin türüne bağlı olduğu görülmüştür. Nannochloropsis gaditana, Isochrysis galbana, Chaetoceros gracilis, Dunaliella salina ve Tetraselmis chuii mikroalglerinden en çok Dunaliella salina türü etkilenmiştir. (Sibila vd., 2008).

Cadiz körfezinde yapılan çalışmada, LAS'ın sediment ve deniz suyunda biyodegradasyonuna bakılmıştır. Bu çalışmada bir çok parametre üzerinde çalışılmıştır. Bunlar sıcaklık, tuzluluk, aydınlık, aerasyon (sıvının gaz ile yüklenme işlemi) ve sediment ortamındaki LAS'ın biyodegradasyonundaki değişimlere bakılmıştır. Çalışmalarda 20-25 °C'de biyodegradasyonun 10 günden az sürede %90 seviyesine ulaştığı görülmüştür. 10 °C'nin altındaki sıcaklıklarda biyodegradasyonun hemen hemen hiç olmadığı gözlenmiştir. Karanlık ortam ile karşılaştırıldığında, aydınlık ortamda degradasyon hızının yüksek olduğu görülmüştür. Sonuçlar sedimentli ortamda biyodegradasyon hızının ciddi oranda arttığını göstermiştir (Sales vd., 1999).

Ekim 1990 - Eylül 1991 süresince ayda bir kere Ankara Çayı Çiftlik Köprüsü noktasından alınan su örneklerinde anyonik ve noniyonik yüzey aktif madde konsantrasyonu tayin edilmiş ve kirlilik yükü hesaplanmıştır. MBAS yöntemi ile tayin edilen anyonik deterjan konsantrasyonu (0.88 mg/ 1-3 mg/L) arasında yıllık ortalama değer 1.98 ± 0.83 mg MBAS/L, ortalama anyonik deterjan kirliliği ise 1463.42 ± 611.11 kg/gün olarak saptanmıştır. Özellikle anyonik deterjan kirliliği

1979-1980 döneminde yapılan araştırma sonuçlarına göre önemli derecede ($P < 0.001$) yüksek bulunmuştur (Duydu ve Vural, 1992).

Cadiz körfezinde yapılan bir çalışmada, LAS biyodegradasyon çalışmasında Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Örgütü tarafından önerilen test metotlarından biri kullanılmıştır. Çalışmada, HPLC’de LAS’ın farklı homologları ve izomerleri standart olarak kullanılmıştır. HPLC’de nitel ve nicel sonuçlar alınmıştır. Cadiz körfezinden alınan su örneği test edilmiştir. Alkil zincirinin uzun olan LAS izomerleri kısa zincirli olanlara göre hem degradasyona önce başladığını hem de degradasyon hızının fazla olduğunu göstermişlerdir (Perales vd., 2007b).

Ligurian denizinden (Livorno, İtalya) alınan su örneklerinin laboratuvar şartlarında, LAS gibi sentetik surfaktanların numune ortamından havaya aerosol formunda geçişi incelenmiştir. Kıyı ve kıyıda uzak deniz suları test edilmiştir. Konsantrasyonları 0,1 ile 4,1 $\mu\text{g/L}$ arasındadır. %45 oranında LAS aerosol formunda havaya geçmektedir. Aerosol içinde LAS’ın homologlarına bakıldığında birbirine çok yakın oranda bulunduğu gözlenmiştir. Çözünmüş organik karbona bakıldığında 5,6 mg/L konsantrasyonda ortalama %3,3 oranında aerosol formuna havaya geçmiştir. Ortalama olarak, deniz örneklerindeki zenginleştirme faktörü, aerosol işleminden önce ve sonra LAS/DOC oranının yaklaşık 20 olduğu ispatlanmıştır (Marcomini vd., 2001).

Deniz sedimentinde yapılan çalışmada, anyonik yüzey aktif madde olan LAS’ın denizin dip kısmında yaşayan organizmaları biyolojik olarak var oluşlarını etkileyebileceğini göstermiştir (Rico-Rico vd., 2009).

Anyonik ve noniyonik deterjan tozlarının biyodegradasyonunu kontrol edebilmek için ‘modifiye edilmiş nehir suyu die-away test metodu’ geliştirilmiştir. Test edilmiş deterjan tozu, yıkama prosesi ile aynı prosedüre uğramıştır. Toz, nehir suyuna uygulanır ve iyi bir biyodegradasyon yeteneğinin olduğu gösterilmiştir. Bu çalışmada anyonik surfaktanın belirlenmesi için MBAS yöntemi, noniyonik surfaktanın belirlenmesi için tensammetrik metot kullanılarak 20 günden fazla süreyle izlenmiştir. Anyonik surfaktan tozları tamamen biyodegrade olurken, noniyonik surfaktanlar %80’nin altında biyodegradasyona uğradığını ve tatmin edici bir oran olmadığını ispat etmişlerdir (Lukaszewski, 1998).

İspanyanın kuzeybatısında nehir suyunda yapılan bir çalışmada, LAS'ın biyodegradasyon kinetikleri araştırılmıştır. Yapılan çalışmada river die-away test metodu kullanılmış ve periyodik zamanlarla LAS miktarı HPLC ile izlenmiştir. Kontrol edilen değişkenler, LAS başlangıç konsantrasyonu ve inkübasyon sıcaklıklarıdır. Elde edilen deneysel sonuçların kinetik parametreleri, teorik değerlerle büyük oranda uyumuştur. Bu çalışma da önerilen modele göre, biyodegrade edilemeyen substratın konsantrasyonları ve maksimum spesifik mikrobiyal büyüme hızı doğru olarak tahmin edilmiştir (Perales vd., 1999).

Türkiye'nin değişik bölgelerinde yapılan ölçümlerde, deniz suyu LAS konsantrasyonları; Küçükçekmece'de, 1992 yılında 0,05-0,74 mg/L, İzmir Körfezi için 1981 yılında 0,1-0,6 g/m³, Karadenizde, 1996 yılında 4,02-26,08 µg/L, İstanbul Boğazında, 1996 yılında 0,29-67,09 µg/L ve Marmara denizinde, 1996 yılında 1,26-52,29 µg/L olarak ölçülmüştür (Çetintürk, 2003).

Filipinlerde yapılan bir çalışma da, 2001 yılında deniz suyu LAS konsantrasyonu 1,2 – 102 µg/L, sedimentte ise LAS konsantrasyonu ölçülemedi. Cadiz Körfezinde, 2002 yılında deniz suyu LAS konsantrasyonu 8.7-17.6 µg/L, sedimentte ise 56.8-114.8 µg/g ölçülmüştür. Kuzey denizinde, deniz suyu LAS konsantrasyonu 0,9-9 µg/L, sedimentte ise 20-70 µg/g olarak ölçülmüştür. Brezilya, Rio Macacu bölgesinde yapılan çalışma da, deniz suyu LAS konsantrasyonu 14-155 µg/L, sedimentte ise LAS konsantrasyonu ölçülemedi. Taiwarse bölgesinde yapılan ölçümde, 11,7-135 µg/L, sedimentte ise LAS konsantrasyonu ölçülemedi. Tana nehrinde yapılan çalışma da, deniz suyu LAS konsantrasyonu 0.108-0.863 mg/L, sedimentte ise LAS konsantrasyonu ölçülemedi. Tokyo körfezinde yapılan bir çalışma da, deniz suyu LAS konsantrasyonu < 0.003-0.014 mg/L, sedimentte ise LAS konsantrasyonu ölçülemedi. Sibenik limanında, deniz suyu LAS konsantrasyonu 195-250 µg/L, sedimentte ise LAS konsantrasyonu ölçülemedi. Krka nehri üzerinde yapılan çalışma da, deniz suyu LAS konsantrasyonu 420-780 µg/L, sedimentte ise LAS konsantrasyonu ölçülemedi. Humber bölgesinde yapılan çalışma da deniz suyunda LAS konsantrasyonu ölçülemedi, deniz suyunda 2,5 ng/g olarak ölçülmüştür. İngiltere, Wash bölgesinde yapılan çalışma da, deniz suyu LAS konsantrasyonu ölçülemedi, sedimentte ise 84,8 ng/g olarak ölçülmüştür. İngiltere, Tames bölgesinde yapılan çalışma da, deniz suyu LAS konsantrasyonu

ölçülemedi, sedimentte ise 0,1-2,3 µg/g olarak ölçülmüştür. Tyrrhenian denizinde yapılan çalışma da, deniz suyunda LAS konsantrasyonu 40-82 µg/L, sedimentte ise LAS ölçülemedi. Lao Jie nehrinde yapılan çalışma da, deniz suyundaki LAS konsantrasyonu 40-82 µg/L olarak ölçülmüş, sedimentte ise ölçülemedi (Çetintürk, 2003).

Rio Macasu (State Riode Janerio, Brezilya) nehrinde yapılan çalışmada LAS konsantrasyonu 14-145 µg/L arasında tespit edilmiştir (Eichhorn vd., 2002).

Biyolojik arıtma tesisinden çıkan bir suda LAS konsantrasyonu µg/L seviyesinin daha altına indiği tespit edilmiştir (Tabor ve Barber, 1996).

Türkiye de ticari olarak satılan LAS içerikli Omo ve Ariel marka deterjanların degradasyon değerleri; Omo için 15 günde %90.8, Ariel için 15 günde %69.2 olarak tespit edilmiştir (Fagade vd., 2009).

Koç vd. (2002) tarafından yaptığı çalışmada LAS distile suda 20 günde %66.58, şebeke suyunda 14 günde %84.08, deniz suyunda %93.02 oranında parçalandığı tespit edilmiştir.

Yapılan çalışmada, deniz suyundaki LAS degradasyon oranı, nehir sularına göre daha düşük olduğu tespit edilmiştir (Koç vd., 2002).

Yüksek LAS konsantrasyona sahip nehir sularında, deniz suyuna göre daha kolay ve hızlı biyodegradasyona uğrarken, düşük LAS konsantrasyona sahip nehir sularında ise zor ve yavaş biyodegradasyona uğramaktadır (Koç vd., 2002).

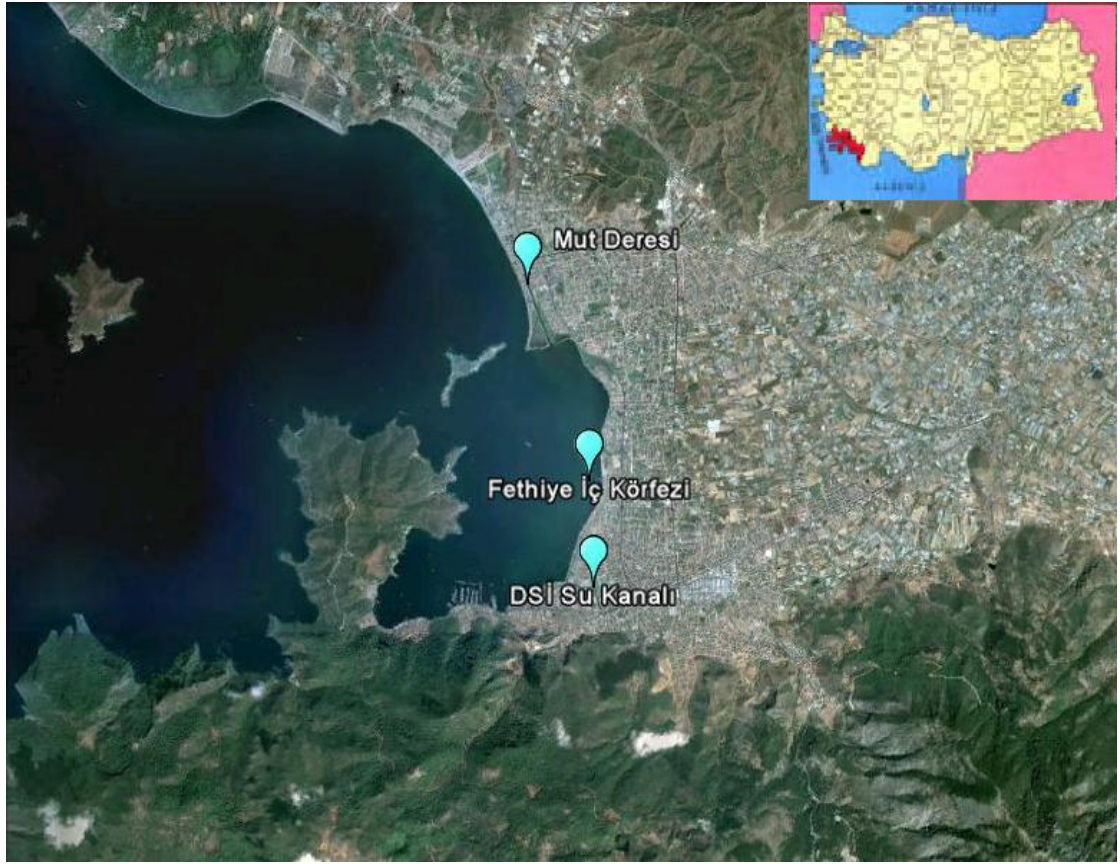
Pratz vd. (2006) yaptığı çalışmada LAS, 10 günde 9 °C'de %94.66, 25 °C'de %97.8 oranında biyodegradasyona uğradığı tespit etmiştir.

Tatlı sudaki LAS ın yarılanma ömrü deniz suyundaki yarılanma ömründen daha kısadır. Tatlı sudaki LAS'ın yarılanma ömrü 3 gündür (Jianfang vd., 2000).

3. MATERYAL VE METOT

3.1 Çalışma Alanı ve Çalışma Stratejisi

Çalışma alanı olarak, Fethiye İç Körfezi ve körfeze dökülen MUT deresi ve DSİ Su Kanalını kapsayan 3 istasyon belirlenmiştir (Şekil 3.1). Bu ölçüm noktalarından Temmuz 2010 ayında su örnekleri ve Kasım 2010 ayında sediment-su karışım örnekleri %5'lik formaldehit çözeltisi eklenerek alınmıştır.



Şekil 3.1 Örnek alınan istasyonların uydu görüntüsü

3.1.1 Fethiye, Muğla

Fethiye, Batı Akdeniz’de Muğla iline bağlı ilçedir. Özellikle turizm açısından gelişmiştir. Merkez nüfusu 72.003’dir (2009). Muğla’nın en büyük ilçesi ve Muğla merkezde dahil olmak üzere en büyük yüz ölçümüne ve yerleşim alanına sahip ilçedir. Nüfus yoğunluğu açısından da Muğla merkez ve diğer ilçelerden büyüktür. Yıllardır il olmaya aday bir ilçedir.

3.1.2 Coğrafi konum

Fethiye, güney ege Muğla iline bağlıdır. Fethiye, Akdeniz Bölgesi’nin batı kesiminde, Muğla iline bağlı bir ilçedir. Yüzölçümü 3.059 km²’dir. Muğla ili de dahil en geniş yüzölçümüne sahiptir. Doğu ve Güneydoğu’da Antalya ili, güney, güneybatı ve batıda Akdeniz, kuzeybatıda Dalaman ilçesi, kuzeyde de Denizli ve Burdur illeriyle çevrilidir. Antik Telmessos kentini de içinde saklayan Fethiye ilçesi, Fethiye körfezinin doğusunda, Fethiye ovasının güneybatısında yer alır. İzmir-Muğla üzerinden gelerek; Antalya’ya ulaşan kıyı yolu 1 km. doğusundan geçer. Bu yolla, il merkezi Muğla’ya uzaklığı yaklaşık 130 km’dir. Fethiye, pek çok önemli depremler geçirmiştir. 1856 ve 1957 yıllarındaki depremlerde kentin neredeyse tamamı yıkılmıştır. Tekrar inşa edilen Fethiye’de şu an modern bir liman ve marina vardır.

3.1.3 Nüfus

Kentin nüfusu 2007 sayımına göre 66.271’dir. Bunun 33.278’i erkek, 32.993’ü kadındır. Fethiye’nin 2008 nüfusu ise 72.281’dir.

3.1.4 Turizm

Ölüdeniz gibi dünyada eşi bulunmayan bir plajı bulunan Fethiye, Türkiye’nin turizm merkezlerinden biridir. Af Kule gibi dalış bakımından çok uygun yerlere sahiptir. Turizme açılmış birçok mağara mevcuttur. Doğal yapısı ile Yamaç paraşütü gibi alternatif sporlar yapılmaktadır. Kelebekler Vadisi ve Kabak Koyu gibi doğası bozulmamış çok özel bölgeler vardır. Günlük turlar ile 12 Adalar diye adlandırılan adalar ziyaret edilebilir. Ölüdeniz kumsalı 2006 yılında %82 oyla dünyanın en güzel kumsalı seçilmiştir.

Ölüdeniz dışında Fethiye civarındaki birbirinden güzel plajları: Belcekız (Belceğiz), Çalış Plajı, İztuzu Plajı (Dalyan). Bu kadar alternatifin yanında antik çağlardan kalmış kent kalıntıları ile kültür turizmine de açıktır. Fethiye çevresindeki antik kentlerin bazıları şöyledir: Telmessos, Kaunos, Kadyanda, Tlos, Pınara, Letoon ve Xanthos. Bunların dışında zengin eserleriyle Fethiye Müzesi de turizme hizmet etmektedir.

Şövalye Adası: Tarihte Meğri adası, Fethiye adası isimleriyle de anılan Şövalye adası; Fethiye körfezini kapatan ince uzun, lades kemiği şeklinde bir adadır ve limanı korunaklı bir yer haline getirir. Bölgeyi çevreleyen adalar zincirinde üzerinde yerleşim yeri bulunan tek adadır. Şövalye adasının batısında Kızılada, doğusunda Çalış Plajı, güneyinde Fethiye, kuzeyinde açık deniz vardır. Limanın tam göbeğinde olan yerleşiminden dolayı gün boyu güneş ışığını takip eder.

3.1.5 Fethiye İç Körfezi ve ölçüm noktaları

Fethiye İç Körfezi sahip olduğu ekonomik potansiyeli ile bölgede önemli bir yere sahiptir. Körfez; deniz taşımacılığı, turizm, balıkçılık ve çeşitli kıyısız faaliyetlere kaynaklık etmektedir. Fethiye İlçesi'nin alt ve üst havzalarda yapılan yoğun tarımsal faaliyetlerden kaynaklanan atıkların son durağı Fethiye İç Körfezidir. Ayrıca yağmur suyu ve derelerin taşıdıkları rüsuplarla Fethiye İç Körfezi'nin sedimentle dolmasına neden olmaktadır. Fethiye İç Körfeze yapılan kullanım baskısı körfezin hem doğal yaşamına hem de körfezin bölge insanına sağladığı ekonomik gelirin sürdürülebilirliğine ciddi anlamda tehdit etmektedir.

Çalışmada, örneklerin alındığı istasyonların koordinatları Tablo 3.1'de verilmektedir. Seçilen istasyonların özellikleri şöyledir;

Fethiye İç Körfezi: Eysel ve denizel atıkların fazla olduğu, DSİ su kanalı deşarj noktasına yakın ve teknelerin oldukça yoğun olduğu bölgedir (Şekil 3.2).

DSİ Su Kanalı: DSİ Su Kanalının Fethiye körfezinin yakın bir bölgesinde ölçüm noktası olarak seçilmiştir. DSİ su kanalı, DSİ tarafından ıslah edilen tarımsal alanlardan ve şehir atıklardan etkilenen bir deredir (Şekil 3.3).

Mut Deresi: Mut deresinin denize döküldüğü yeri ölçüm noktası olarak seçilmiştir. Mut deresi de evsel ve tarımsal atıklardan etkilenmektedir (Şekil 3.4).

Ölçüm noktalarından alınan görüntüler Şekil 3.5, Şekil 3.6, Şekil 3.7, Şekil 3.8 ve Şekil 3.9'da verilmektedir.

Tablo 3.1 İstasyon adları ve koordinatları

İstasyon Adı	Koordinatlar (Enlem, Boylam)
Fethiye Devlet Su İşleri (DSİ) Su Kanalı	36°37'29.21''K, 29° 7'11.80''E
Fethiye İç Körfezi	36°38'27.11''K, 29° 7'14.72''E
Fethiye MUT Deresi	36°39'37.45''K, 29° 6'36.79''E



Şekil 3.2 Fethiye İç Körfezi istasyonunun uydu görüntüsü



Şekil 3.3 DSİ Su Kanalı istasyonu görüntüsü



Şekil 3.4 MUT Deresi istasyon görüntüsü



Şekil 3.5 DSİ Su Kanalından bir görüntü



Şekil 3.6 DSİ Su Kanalı'nın Fethiye İç Körfezine deşarj olduğu yer



Şekil 3.7 MUT Deresinde bir görüntü



Şekil 3.8 MUT Deresinden bir görüntü



Şekil 3.9 DSİ Su Kanalından bir görüntü

3.2 Analiz Metotları

3.2.1 Kimyasal ve fizikokimyasal ölçüm metotları

Sıcaklık: Deniz suyu ve tatlı suyun sıcaklığı, istasyon noktalarında yüzey suyunda multiparametre (HANNA HI 9828) ile tespit edildi.

pH: Deniz suyu ve tatlı suyun pH'ı, istasyon noktalarında yüzey suyunda multiparametre (HANNA HI 9828) ile tespit edildi.

Tuzluluk: Deniz suyu ve tatlı suyun tuzluluğu, istasyon noktalarında yüzey suyunda multiparametre (HANNA HI 9828) ile tespit edildi.

Amonyum (NH₄-N): Amonyum tayini için fenat metodu kullanıldı (APHA, 2005). 50 mL deniz suyu veya tatlı su numunesi alınmış üzerine 2 mL fenol çözeltisi, 2 mL sodyum nitroprussiyat çözeltisi ve 5 mL oksitlenme çözeltisi eklendi. Numune kaplarının ağızları parafin ile kapatıldı ve renk oluşumu için, oda sıcaklığında (22-27° C) karanlık bir yerde 1 saat saklandı. Ardından 640 nm'de spektrofotometre (PG T80 UV-VIS Spektrofotometre) ile ölçüm alındı ve kalibrasyon grafiği çizilerek konsantrasyon değerleri hesaplandı.

Nitrat (NO₃-N): 41 mL deniz suyu veya tatlı su numunesi alındı, üzerine 2 mL fenol-sodyum fenat tamponu, 1mL hidrazin- bakır indirgeme reaktifi eklenip, kabın ağzı parafin ile kapatılıp karanlık bir yerde 24 saat bekletildi. Bekletilen numunelere 2 mL aseton, 2 mL sülfanilik asit, 1 mL x-naftilamin hidroklorür ve 1 mL sodyum asetat çözeltisi ilave iyice karıştırıldıktan sonra 543 nm’de spektrofotometre (PG T80 UV-VIS Spektrofotometre) ile ölçüm alındı ve kalibrasyon grafiği çizilerek konsantrasyon değerleri hesaplandı.

Nitrit (NO₂-N): Nirit tayini için 50 mL deniz suyu veya tatlı su numunesi alındı, üzerine 1 mL sülfanilamid ve 1 mL x-naftilamin hidroklorür çözeltisi eklenerek iyice karıştırıldıktan sonra 543 nm’de spektrofotometre (PG T80 UV-VIS Spektrofotometre) ile ölçüm alındı, ve standart grafiği çizilerek konsantrasyon değerleri hesaplandı.

Fosfat (PO₄-P): Fosfat tayini için askorbik asit metodu kullanıldı (APHA, 2005). 50 mL deniz suyu veya tatlı su numunesi alındı, üzerine 8 mL karışım çözeltisi (15mL amonyum molibdat çözeltisi, 50 mL Sülfirik asit çözeltisi, 30 mL askorbik asit çözeltisi, 5 mL potasyum antimuman tartarat) eklendi. 10–25 dk bekletildikten sonra 880 nm’de spektrofotometre (PG T80 UV-VIS Spektrofotometre) ile ölçüm alındı ve kalibrasyon grafiği çizilerek konsantrasyon değerleri hesaplandı.

3.2.2 LAS miktarının belirlenmesi

Anyonik deterjan tayininde yöntem, metilen mavisinin anyonik yüzey aktif maddelerle reaksiyonu sonucu oluşan mavi renkli tuzun kloroformda çözülmesiyle spektrofotometrik olarak ölçümüne dayanır. Bu metot ile tayin edilen maddeler ‘metilen mavisini aktif maddeleri’ (MBAS) olarak ifade edilir. Metilen mavisinin, anyonik deterjanlarla reaksiyonu sonucu oluşan mavi renkli tuz, kloroformda çözünür ve oluşan mavi rengin şiddeti anyonik deterjanın konsantrasyonu ile orantılıdır. Bu deneyde kolorimetrik ölçüm 652 nm’de yapılmaktadır. Metot 0.025-100 mg/L LAS konsantrasyon aralığı için uygulanabilmektedir. (Standart methods, 2005).

3.2.2.1 LAS miktarının belirlenmesinde kullanılan reaktifler

1. Stok LAS çözeltisi (1g/L): LAS standart maddesinin gramı destile suda çözülerek litreye tamamlandı. Biyolojik olarak ayrışmayı önlemek üzere hazırlanan stok LAS çözeltisi buzdolabında saklandı veya haftalık olarak hazırlandı.

2. Standart LAS çözeltisi (10 mg/L): 10ml stok LAS çözeltisi alındı ve destile su ile 1000 mL'ye seyreltilti. Bu çözelti günlük olarak hazırlandı.

3. Fenolftalein indikatör çözeltisi (alkollü)

4. Sodyum hidroksit çözeltisi (1N): 40g NaOH destile suda çözülerek 1L'ye tamamlandı.

5. Sülfürik asit çözeltisi (1 N)

6. Kloroform (CHCl_3)

7. Metilen mavisi reaktifi: 100 mg metilen mavisi, 100 mL destile suda çözüldü. Bunun 30 mL'si, 1000 mL'lik balon jöjeye alındı ve 500 mL destile su, 6,8 mL derişik H_2SO_4 ile 50 g monosodyum dihidrojen fosfat katıldı. Çözünme tamamlanıncaya kadar çalkalandı ve 100 mL'ye seyreltilti.

8. Yıkama çözeltisi: 6,8 mL derişik H_2SO_4 , 500 mL destile suya, 1000 mL'lik balonjoje içine ilave edildi. Daha sonra 50 g $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ katılır, çözüldükten sonra destile su ile 1 litreye tamamlandı.

3.2.2.2 LAS miktarının belirlenmesinde kullanılan yöntem

1. 100 mL numune ayırma hunisine alındı. 1 mL fenolftalein indikatör çözeltisi ilave edildi. Renk pembe oluncaya kadar ($\text{pH} > 7$) damla damla 1 N NaOH katıldı (Şekil 3.10). Sonra 1 N H_2SO_4 ile pembe renk giderildi ($\text{pH} \approx 7$).



Şekil 3.10 Laboratuvar çalışması esnasındaki görüntü

2. 10 mL kloroform ve 25 mL metilen mavisi reaktifi ilave edildi. Ayırma hunisi 30 sn süreyle şiddetlice çalkalandı ve fazların ayrılması için beklendi (Şekil 3.11).



Şekil 3.11 Laboratuvar çalışması esnasındaki görüntü

3. Kloroform fazı ikinci bir ayırma hunisine alındı (Şekil 3.11). Ekstraksiyon her seferinde 10 mL kloroform çözeltisi ilavesi ile üç kez tekrarlandı.



Şekil 3.12 Laboratuvar çalışması esnasındaki görüntü

4. Tüm ekstraktlar ikinci ayırma hunisinde toplandı, 50 mL yıkama çözeltisi ilave edildi ve 30 sn süre ile şiddetli bir şekilde çalkalandı. Fazların ayrılması için beklenip hafifçe karıştırıldı. Kloroform tabakası cam yününden geçirilerek, 100 mL'lik balonjojeye alındı. Yıkama her seferinde 10 mL kloroform kullanılarak iki defa tekrarlandı. Cam yünü ve huni kloroform ile yıkandı. Yıkama çözeltileri balonjojede toplandı (Şekil 3.11). Kloroform ile 100 ml'ye tamamlandı ve iyice karıştırıldı.

5. Standart LAS çözeltisinden 100 mL hacminde 0, 0.25, 0.50, 1.0, 2.5 ve 10 mg LAS/L konsantrasyonunda bir dizi standart çözelti hazırlandı.

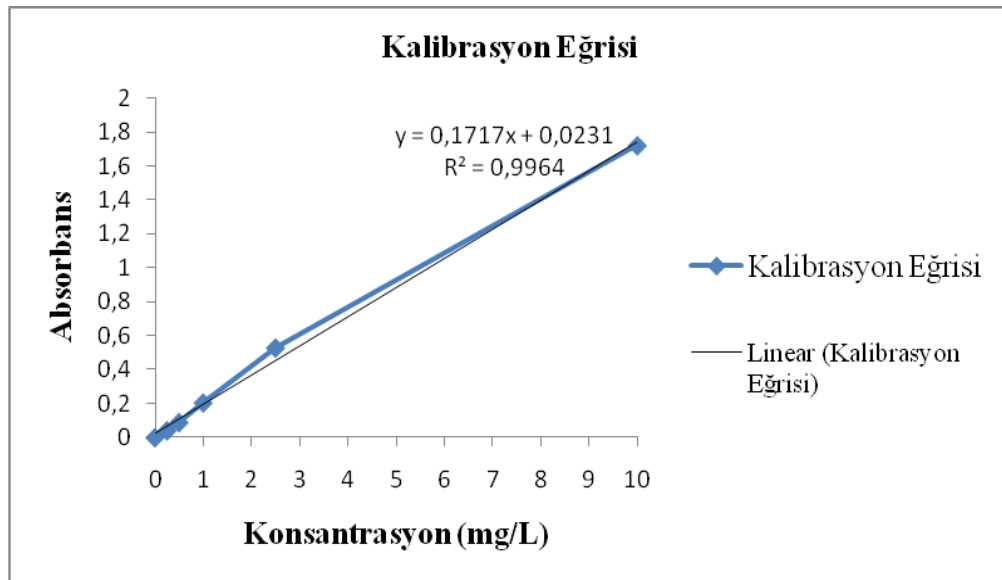
6. Her bir standart LAS çözeltisine de numuneye uygulanan işlemler uygulandı. Standart LAS çözeltilerinin absorbans değerleri spektrofotometrede 652 nm'de okundu. (Tablo 3.2)

7. Tüm numunelerin absorbansı okutulularak konsantrasyon değerleri tespit edildi.

Tablo 3.2 Kalibrasyon eğrisi için gerekli veriler

652 nm.'deki absorbands değerleri	Standart LAS Konsantrasyon Değerleri (mg/L)
0	0
0.041	0.25
0.089	0.5
0.205	1
0.529	2.5
1.722	10

Tablo 3.2'de verilen absorbandsa karşı konsantrasyon değerleri grafiğe geçirilmiş, $y = mx + n$ şeklinde denklem ve R^2 değerleri excel yardımıyla bulunmuştur (Şekil 3.13)



Şekil 3.13 Standart LAS konsantrasyonlarına karşı absorbands değerleri

3.2.3 Biyolojik ölçümler

Toplam mikroorganizma sayısı, membran filtre yöntemi ile kültür sayım yöntemine göre analiz edilmiştir. Bu yöntemin prensibi bilinen süzme işlemi uygulanarak suda asılı halde bulunan mikroorganizmaların membran filtrelerde süzülmesidir. Bu metotta, suda mevcut bütün bakteriler 0.45 µm membran üzerinde alıkonması, filtrenin uygun vasat üzerinde ve sıcaklıklar da, inkübasyona tabi tutulması ve sonra membran yüzeyinde üreyen kolonilerin sayılması prensibine dayanır. Kolonilerin sayımında koloni büyüklüğü ve besiyerinde oluşturduğu renk dikkate alınır (Standart Methods, 2005).

İnkübasyondan sonra koloni sayım cihazı ile membran filtre kağıdı üzerindeki koloniler sayılmıştır. 100 mL’de koliform sayısı aşağıdaki formülle hesaplanmıştır.

$$\text{Toplam Koliform Sayısı} = \frac{\text{Koliform Koloni Sayısı}}{\text{Filtre edilen örnek (100 mL)}}$$

4. ARAŞTIRMA BULGULARI

Ölçüm noktalarından Temmuz 2010 ve Kasım 2010'da alınan su örneklerinde pH, sıcaklık, iletkenlik, LAS konsantrasyonu, tuzluluk, nitrat, nitrit, amonyum ve fosfat parametreleri ölçülmüş ve elde edilen değerler Tablo 4.1'de verilmiştir.

Tablo 4.1 İstasyonlara göre fizikokimyasal ve kimyasal parametre değerleri

İstasyon Adı	Parametre	Aylar	
		2010 Temmuz	2010 Kasım
Fethiye İç Körfezi	pH	7.84	7.83
	Sıcaklık (°C)	31.22	17.95
	İletkenlik (mS/cm)	41.4	18.22
	A. Deterjan (mg/L)	0.166	0.012
	Tuzluluk (psu)	28.04	10.83
	NO ₃ -N (mg/L)	0.27	0.364
	NO ₂ -N (mg/L)	0.06	0.054
	NH ₄ -N (mg/L)	0.053	0.003
	PO ₄ -P (mg/L)	0.009	0.015
DSİ Kanalı	pH	8.73	7.97
	Sıcaklık (°C)	28.56	17.39
	İletkenlik (mS/cm)	0.42	0.29
	A. Deterjan (mg/L)	0.023	0.052
	Tuzluluk (psu)	0.21	0.14
	NO ₃ -N (mg/L)	0.283	0.115
	NO ₂ -N (mg/L)	0.261	0.168
	NH ₄ -N (mg/L)	0.04	0.04
	PO ₄ -P (mg/L)	0.073	0.063
MUT Deresi	pH	8.5	7.82
	Sıcaklık (°C)	31.17	16.56
	İletkenlik (mS/cm)	2.08	2.49
	A. Deterjan (mg/L)	0.074	0.017
	Tuzluluk (psu)	1.15	1.29
	NO ₃ -N (mg/L)	0.355	0.193
	NO ₂ -N (mg/L)	0.209	0.217
	NH ₄ -N (mg/L)	0.065	0.052
	PO ₄ -P (mg/L)	0.132	0.59

Temmuz 2010'da her üç istasyondan alınan su örneklerinde karanlık ve aydınlık ortamlardaki LAS degradasyonu belirleyebilmek için aşağıda verilen işlemler yapılmıştır.

1. Her üç noktadan alınan su örneklerinden 10 mg/L, 5 mg/L ve 2.5 mg/L LAS çözeltileri hazırlandı.

2. Hazırlanan her bir çözeltiden biri aydınlıkta diğeri karanlıkta bekletilmek üzere 2 adet 500 mL'lik cam kaplara konuldu.

3. Her çözeltilinin başlangıç ($t=0$) LAS konsantrasyonu ölçüldü.

4. 500 mL kaplardan biri aydınlığa diğeri ise karanlığa konuldu ve her örneği 3'er gün ara ile LAS konsantrasyonları ölçüldü. Elde edilen veriler, Tablo 4.2, Tablo 4.3, Tablo 4.4, Tablo 4.5, Tablo 4.6, Tablo 4.7, Tablo 4.8, Tablo 4.9, Tablo 4.10, Tablo 4.11, Tablo 4.12, Tablo 4.13, Tablo 4.14, Tablo 4.15, Tablo 4.16, Tablo 4.17, Tablo 4.18 ve Tablo 4.19'da verildi.

Tablo 4.2 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Aydınlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
Fethiye İç Körfezi	10 mg/L	0	13.260
		3	14.085
		6	14.062
		9	11.808
		12	9.634
		15	7.597
		18	5.389
		21	4.256
		24	3.570
		27	2.768

Tablo 4.3 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Aydınlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
Fethiye İç Körfezi	5 mg/L	0	5.984
		3	6.819
		6	6.487
		9	3.307
		12	2.334
		15	2.643
		18	2.380
		21	1.945
		24	1.510
27	0.800		

Tablo 4.4 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Aydınlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
Fethiye İç Körfezi	2,5 mg/L	0	3.398
		3	3.467
		6	2.952
		9	1.607
		12	1.064
		15	1.407
		18	1.156
		21	0.927
		24	0.835
27	0.434		

Tablo 4.5 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Aydınlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
DSİ Kanalı	10 mg/L	0	12.780
		3	0.709
		6	0.549
		9	0.435
		12	0.286

Tablo 4.6 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Aydınlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
DSİ Kanalı	5 mg/L	0	6.854
		3	0.412
		6	0.252
		9	0.252
		12	0.263

Tablo 4.7 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Aydınlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
DSİ Kanalı	2,5 mg/L	0	3.710
		3	0.217
		6	0.332
		9	0.183
		12	0.103

Tablo 4.8 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Aydınlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
MUT Deresi	10 mg/L	0	12.632
		3	1.121
		6	0.423
		9	0.275
		12	0.183

Tablo 4.9 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Aydınlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
MUT Deresi	5 mg/L	0	6.316
		3	0.927
		6	0.343
		9	0.229
		12	0.149

Tablo 4.10 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Aydınlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
MUT Deresi	2,5 mg/L	0	2.964
		3	0.160
		6	0.172
		9	0.137
		12	0.046

Tablo 4.11 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Karanlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
Fethiye İç Körfezi	10 mg/L	0	13.260
		3	12.883
		6	13.284
		9	10.000
		12	5.824
		15	5.000
		18	3.844
		21	3.146
		24	3.066
		27	2.860

Tablo 4.12 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Karanlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
Fethiye İç Körfezi	5 mg/L	0	5.984
		3	7.140
		6	7.094
		9	4.485
		12	2.780
		15	3.032
		18	2.620
		21	1.979
		24	1.648
		27	1.064

Tablo 4.13 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Karanlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
Fethiye İç Körfezi	2,5 mg/L	0	3.398
		3	3.581
		6	3.547
		9	1.854
		12	1.076
		15	1.213
		18	0.961
		21	0.686
		24	0.744
		27	0.481

Tablo 4.14 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Karanlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
DSİ Kanalı	10 mg/L	0	12.780
		3	0.789
		6	0.652
		9	0.458
		12	0.252

Tablo 4.15 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Karanlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
DSİ Kanalı	5 mg/L	0	6.854
		3	0.389
		6	0.343
		9	0.217
		12	0.126

Tablo 4.16 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Karanlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
DSİ Kanalı	2,5 mg/L	0	3.170
		3	0.217
		6	0.229
		9	0.16
		12	0.126

Tablo 4.17 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Karanlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
MUT Deresi	10 mg/L	0	12.632
		3	0.561
		6	0.423
		9	0.336
		12	0.114

Tablo 4.18 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Karanlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
MUT Deresi	5 mg/L	0	6.316
		3	0.801
		6	0.412
		9	0.24
		12	0.114

Tablo 4.19 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu (Karanlık Ortam)	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
MUT Deresi	2,5 mg/L	0	2.964
		3	0.137
		6	0.16
		9	0.16
		12	0.103

Hazırlanan LAS çözeltilerdeki, LAS'ın laboratuvar ortamında güneş ışığı etkisini araştırmak için saf su ile 10 mg/L, 5 mg/L ve 2.5 mg/L LAS çözeltileri hazırlanmış ve güneş ışığında bırakılmıştır. Elde edilen sonuçlara Tablo 4.20, Tablo 4.21, Tablo 4.22 ve Tablo 4.23'de verilmektedir.

Tablo 4.20 Gün ışığına bırakılan örnekteki değişen LAS değerleri

Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
10 mg/L LAS çözeltisi	0	12.780
	3	12.380
	6	13.009
	9	10.881
	12	13.661
	15	12.883
	18	13.021

Tablo 4.21 Gün ışığına bırakılan örnekteki değişen LAS değerleri

Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
5 mg/L LAS çözeltisi	0	6.098
	3	5.870
	6	6.545
	9	5.023
	12	6.796
	15	6.396
	18	6.281

Tablo 4.22 Gün ışığına bırakılan örnekteki değişen LAS değerleri

Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
2,5 mg/L LAS çözeltisi	0	2.780
	3	2.803
	6	3.158
	9	2.105
	12	2.88
	15	2.288
	18	1.693

Sedimentin LAS degradasyonun üzerindeki etkiyi belirleyebilmek için Kasım 2010 tarihinde her üç noktadan alınan su örneklerinden 500 mL'lik 10 mg/L, 5 mg/L ve 2.5 mg/L lik LAS çözeltiler hazırlandı. Hazırlanan bu çözeltilere aynı noktalardan alınan sedimentler karıştırılarak başlangıç (t=0) LAS konsantrasyonları ölçüldü. Aydınlik ortamda bekletilmeye bırakılan su örnekleri 3 er gün ara ile LAS miktarları tespit edildi. Elde edilen değerler Tablo 4.23, Tablo 4.24, Tablo 4.25, Tablo 4.26, Tablo 4.27, Tablo 4.28, Tablo 4.29, Tablo 4.30 ve Tablo 4.31'de verilmektedir.

Tablo 4.23 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
Fethiye İç Körfezi	10 mg/L	0	14.384
		3	7.757
		6	6.201
		9	1.888
		12	1.373
		15	0.229

Tablo 4.24 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
Fethiye İç Körfezi	5 mg/L	0	7.403
		3	3.547
		6	2.700
		9	0.721
		12	0.378
		15	0.263

Tablo 4.25 Fethiye İç Körfezinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
Fethiye İç Körfezi	2,5 mg/L	0	3.570
		3	1.362
		6	0.824
		9	0.206
		12	0.103
		15	0.172

Tablo 4.26 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
DSİ Kanalı	10 mg/L	0	13.696
		3	7.254
		6	6.465
		9	1.293
		12	0.378

Tablo 4.27 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
DSİ Kanalı	5 mg/L	0	6.808
		3	3.535
		6	2.654
		9	1.304
		12	0.263

Tablo 4.28 DSİ Kanalından alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
DSİ Kanalı	2,5 mg/L	0	3.307
		3	1.957
		6	1.247
		9	0.069
		12	0.103

Tablo 4.29 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
MUT Deresi	10 mg/L	0	13.696
		3	7.082
		6	4.886
		9	0.217

Tablo 4.30 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
MUT Deresi	5 mg/L	0	6.442
		3	4.199
		6	1.991
		9	0.114

Tablo 4.31 MUT Deresinden alınan su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
MUT Deresi	2,5 mg/L	0	3.101
		3	2.037
		6	0.881
		9	0.034

Her bir noktadan alınan su örneklerine sediment karıştırmadan oluşturulan 5 mg/L'lik LAS çözeltilerin zamana bağlı LAS değişimi Tablo 4.32, Tablo 4.33 ve Tablo 4.34' de verilmiştir.

Tablo 4.32 Fethiye İç Körfezinden alınan sedimentiz su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
Fethiye İç Körfezi	5 mg/L	0	7.243
		3	6.915
		6	6.587
		9	3.507
		12	2.532
		15	1.673

Tablo 4.33 DSİ Kanalından alınan sedimentsiz su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
DSİ Kanalı	5 mg/L	0	7.082
		3	3.683
		6	2.125
		9	0.262
		12	0.252

Tablo 4.34 MUT Deresinden alınan sedimentsiz su örneğindeki değişen LAS değerleri

İstasyon Adı	Başlangıç Konsantrasyonu	Zaman (Gün)	LAS Miktarı (mg/L)
MUT Deresi	5 mg/L	0	7.403
		3	4.072
		6	2.639
		9	0.229

Tablo 4.35 Fethiye İç Körfezi ve MUT Deresinden alınan örneklerde başlangıç ve son mikroorganizma sayıları

İstasyon Adı	Analiz Edilen Örnek	Başlangıç Mikroorganizma Sayısı (CFU)	Son Mikroorganizma Sayısı (CFU)
Fethiye İç Körfezi	Sedimentli Su Örneği	> 300 CFU / 100 mL	150 CFU / 100 mL
Fethiye İç Körfezi	Su Örneği	> 300 CFU / 100 mL	28 CFU / 100 mL
MUT Deresi	Sedimentli Su Örneği	> 300 CFU / 100 mL	140 CFU / 100 mL
MUT Deresi	Su Örneği	> 300 CFU / 100 mL	20 CFU / 100 mL

5. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

Fethiye kıyı bölgesi, sulak alanlar niteliği olan hassas, aynı zamanda da karmaşık ilişkilere sahip ekosistem bölgesidir. Bu alanlar, Fethiye havzasındaki her türlü faaliyetten etkilenirler. Bu çalışmada, Fethiye Körfezi'nin kirlenmesinde rolü olduğunu düşündüğümüz iki dereden (DSİ Su Kanalı ve Mut Deresi) ve iç körfezden Temmuz 2010 ve Kasım 2010 dönemlerinde alınan su örneklerindeki deterjanın degradasyon değerleri ölçüldü. Yine bu dönemlerde belirlenen üç istasyondaki su kalitesi parametrelerinin değerleri tespit edildi.

Fethiye İç Körfezinde ölçülen fizikokimyasal parametrelerden özellikle iletkenlik, tuzluluk, anyonik deterjan ve amonyum 2010 Kasım ayında azaldığı tespit edilirken, diğer istasyonlarda çok büyük değişimler gözlenmemiştir. Bu durum, kirleticilerin son durağı olan deniz ortamında daha etkili olduğunu göstermektedir.

Avrupa Birliğinde uygulanan su kalitesi kriterlerinde, metilen mavisi aktif maddelerin tavsiye edilen değeri $\leq 0,3$ mg/L olarak, sınır değeri de 'kalıcı köpük olmamalıdır' şeklinde kabul edilmiştir (Minareci, 2007). Çalışmada her iki ayda, üç noktada ölçülen değerler tavsiye edilen değerlerin altında bulunmuştur (Tablo 4.1).

Ülkemizde son yıllarda çeşitli nehir, çay, göl ve denizlerde yapılan araştırmalar sonucunda elde edilen anyonik deterjan konsantrasyonları gösterilmiştir (Tablo 5.1). Daha önce yapılan çalışmalarda elde edilen değerlerden düşük olduğu tespit edilmiştir (Tablo 5.1).

Tablo 5.1 Türkiye’de yapılan bazı çalışmalar sonucu elde edilen anyonik deterjan konsantrasyonları

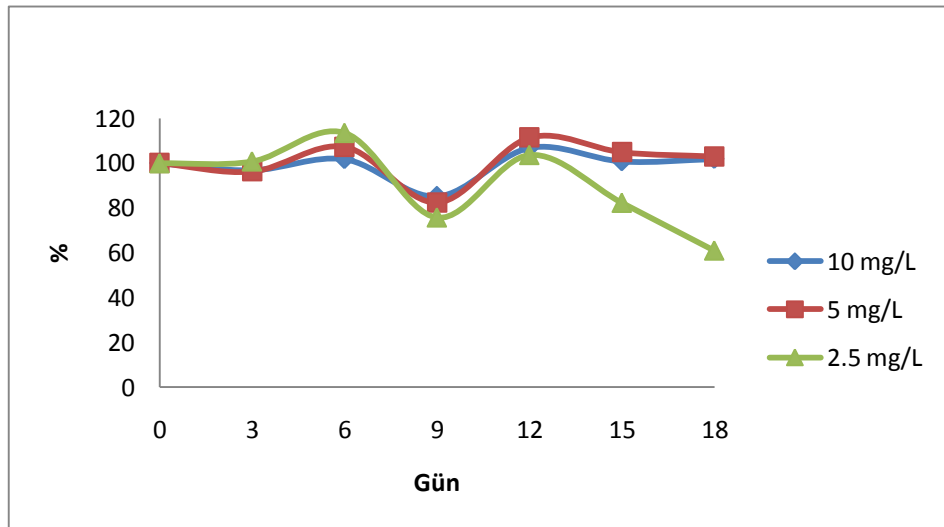
Nehir Adı	Deterjan konsantrasyonu		Deterjan Üst Limit Konsantrasyonu
Ankara Çayı	10.24 mg/L		0,5 mg/L
Çubuk Çayı	11.03 mg/L		0,5 mg/L
İzmir Körfezi	0.1 – 1.6 mg/L		0,5 mg/L
Balçova Baraj Gölü	0.145 mg/L		0,5 mg/L
Melez Çayı	5 mg/L		0,5 mg/L
Arap Deresi	4.8 mg/L		0,5 mg/L
Kuş Gölü	0.48 mg/L		0,5 mg/L
Nif Çayı	2.155 mg/L		0,5 mg/L
Gediz Nehri	0.023 – 4.48 mg/L		0,5 mg/L
Sinop Sahili	0.27 – 3.21 mg/L		0,5 mg/L
Yuvarlak Çay	0.12 mg/L		0,5 mg/L
Bakırçay	0.01 – 0.29 mg/L		0,5 mg/L
Küçük Menderes	0 – 0.93 mg/L		0,5 mg/L
Yenişehir Gölü	0.0025 – 0.053 mg/L		0,5 mg/L
Çalışmadaki Ölçüm Noktaları	Temmuz 2010	Kasım 2010	Üst Limit
Fethiye İç Körfezi	0.166 mg/L	0.012 mg/L	0,5 mg/L
DSİ Su Kanalı	0.023 mg/L	0.052 mg/L	0,5 mg/L
MUT Deresi	0.074 mg/L	0.017 mg/L	0,5 mg/L

Özellikle ölçüm dönemlerinde Mut Deresinde, DSİ Su Kanalında ve Fethiye İç Körfezde istenmeyen kokuların arttığı ve yeni bir takım bitkilerin gözleendiği bu alanlarda evsel atık kirliliği olan deterjanların düşük değerlerde tespit edilmesi ilgi çekicidir. Bu durum su ortamına giren deterjanın biyodegradasyonunu gösterebilir. Çalışmanın bir amacı da, evsel atık girdilerini gözlemlediğimiz (Şekil 3.5, Şekil 3.6,

Şekil 3.7, Şekil 3.8, Şekil 3.9) bu alanlara, giren deterjanın hangi sürede ortamdaki ayrılarak uzaklaştığını tespit etmektir.

LAS'ın biyodegradasyon hızı ve oranı ortamdaki mikroorganizma sayıları ile doğru orantılıdır (Minareci, 2007). Ortamda yüksek konsantrasyonlarda organik maddelerin varlığı, mikroorganizmaların hızlı bir şekilde çoğalmasına sebep verir (Minareci, 2007). Kasım ayında ölçülen mikroorganizma sayıları, her üç noktada da LAS'ın biyodegradasyonunun kolay olacağını göstermektedir (Tablo 4.35).

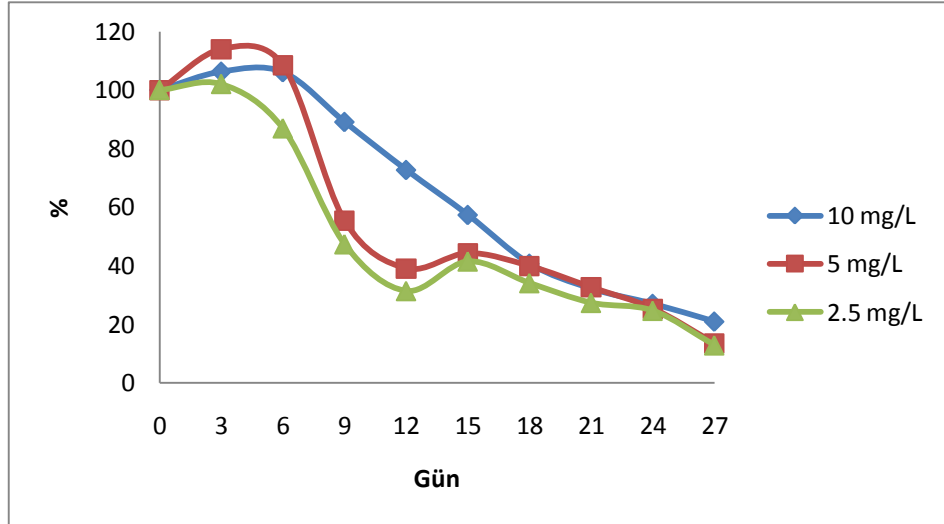
LAS'ın biyodegradasyonunda, degradasyon olayının gerçekleştiği ortamdaki suyun, kimyasal bileşimi ve mikroorganizma sayılarının sorumlu olduğu (Minareci, 2007) ancak güneş ışığı etkisinin olmadığı belirlenmiştir (Şekil 5.1). LAS biyodegradasyonuna güneş ışığının etkisini saf suda 10 mg/L, 5 mg/L ve 2.5 mg/L LAS çözeltileri hazırlanmıştır. Saf su içinde hazırlanan LAS çözeltilerinde 18 gün sonundaki LAS konsantrasyonları ile başlangıçtaki LAS konsantrasyonları arasında bir fark olmadığı görülmüştür. Sadece başlangıç konsantrasyonu düşük olan (2.5mg/L) 18 gün sonra %39,1 oranında degradasyona uğradığı tespit edilmiştir.



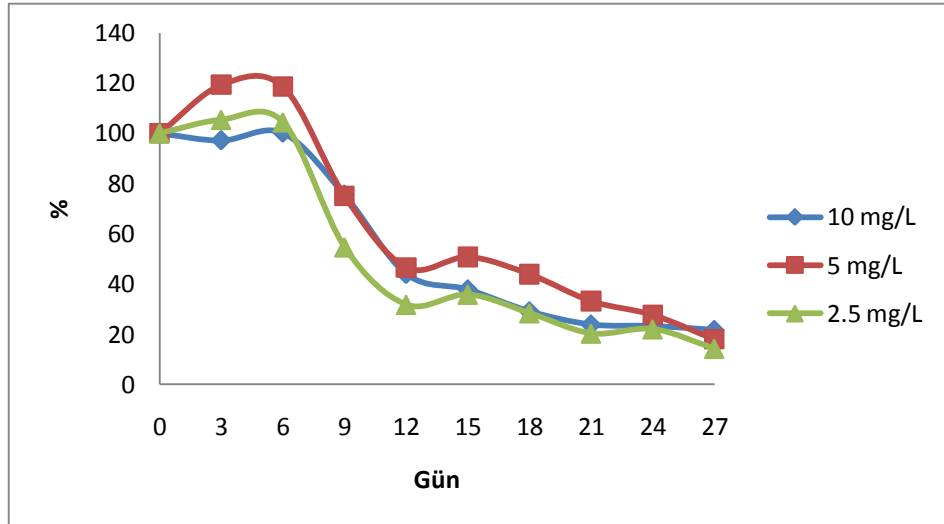
Şekil 5.1 Distile su ile hazırlanan LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Temmuz ayı-Gün Işığı)

Karanlık ve aydınlık ortamlarda yapılan çalışmalar da, her üç noktadaki LAS biyodegradasyon oranlarının benzer olduğu belirlenmiştir. Temmuz ayında elde edilen sonuçlara göre; aydınlık ortamda Fethiye İç Körfezinde biyodegradasyon oranı, 27 gün sonunda, başlangıç konsantrasyonu 10 mg/L olan çözeltide % 79.1, 5

mg/L olan çözeltilerde % 86.6, 2.5 mg/L olan çözeltilerde % 87.2 olarak tespit edilmiştir. Karanlık ortamda ise bu değerler, sırasıyla % 78.2, % 82.8 ve % 85.8 olarak bulunmuştur (Şekil 5.2, Şekil 5.3). Bu sonuçlar, LAS biyodegradasyonunda güneş ışığının etkisi olmadığı, ancak başlangıçtaki LAS konsantrasyonu düşük olan çözeltilerde biyodegradasyonun daha kolay olduğunu göstermektedir.

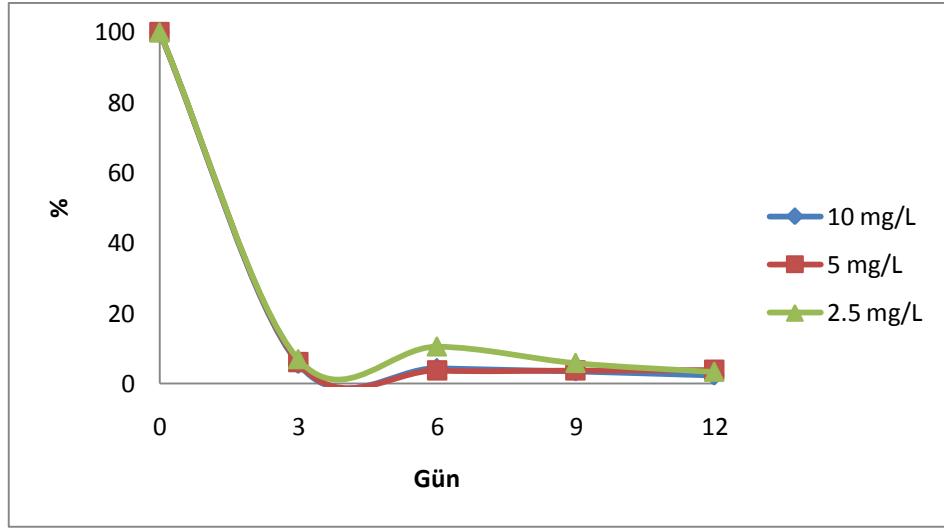


Şekil 5.2 Fethiye İç Körfezinde LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Temmuz–Aydınlık)

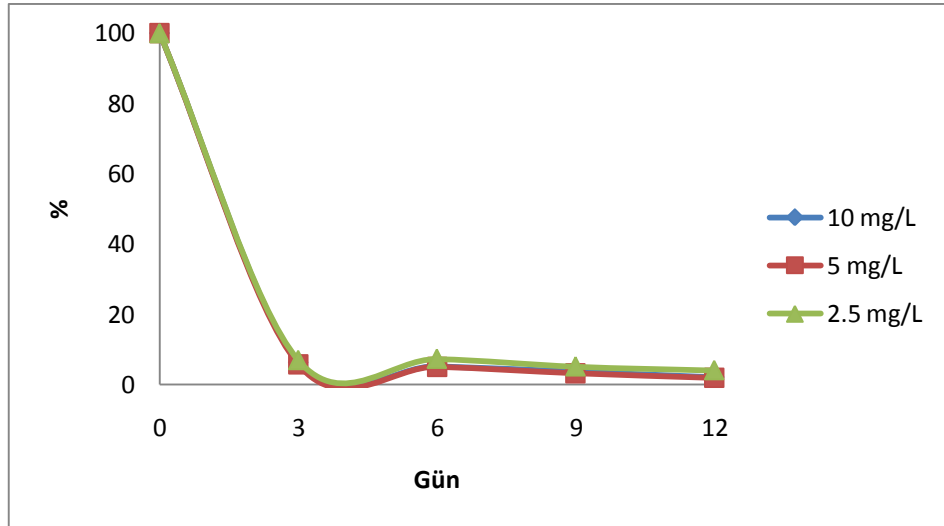


Şekil 5.3 Fethiye İç Körfezinde LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Temmuz ayı-Karanlık Ortam)

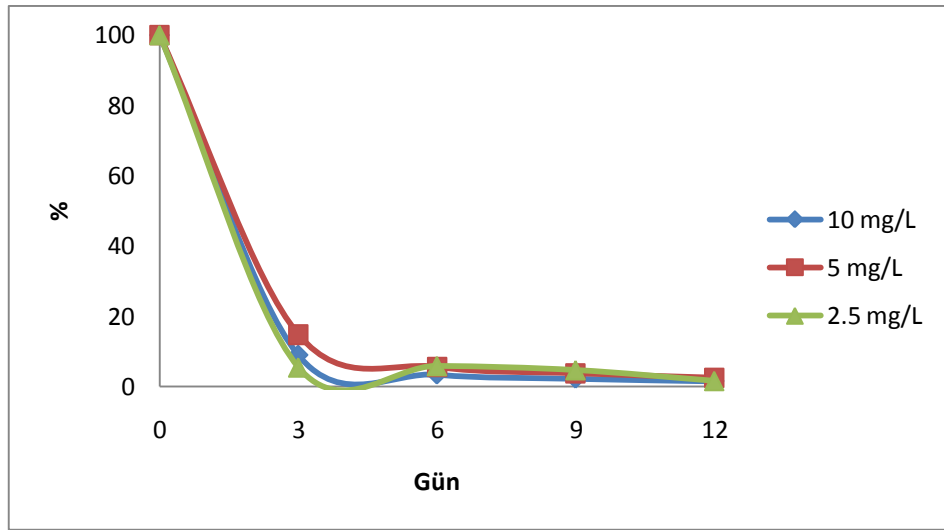
Fethiye İç Körfezine dökülen iki akarsudaki biyodegradasyon değerleri ise; DSİ Su Kanalında, aydınlık ve karanlık ortamda her üç başlangıç LAS konsantrasyonu için 3 gün sonunda %93-94, 12 gün sonunda ise %96-98 oranında biyodegradasyona uğradığı (Şekil 5.4, Şekil 5.5), Mut deresinde bu değerlerin 3 gün sonunda %85-95, 12 gün sonunda %96-99 olduğu tespit edilmiştir (Şekil 5.6, Şekil 5.7). Dianchi gölünde yapılan çalışmada, LAS biyodegradasyonu 28 gün sonunda %97 oranında, şebeke suyunda % 84.08, deniz suyunda ise % 93.2 tespit edilmiştir (Koç vd., 2002; Wang vd., 2010). Modifiye edilmiş nehir suyunda die-away test metodu ile biyodegradasyon test edilmiş ve anyonik surfaktan tozlarının 20 günde tamamen biyodegrade olduğu belirlenmiştir (Lukaszewski, 1998). Çalışmada elde edilen değerlerin, literatür değerleri ile uyum içinde olduğu görülmektedir. Yapılan çalışmada ve literatürlerde deniz suyundaki biyodegradasyon oranının nehir sularına göre daha yavaş olduğu saptanmıştır çünkü LAS'ın tatlı sudaki yarılanma ömrü deniz suyunkine göre daha kısadır (Jianfang vd., 2000). Bu durum, Mut Deresi ve DSİ Su kanalına deşarj olan LAS'ın çok kısa zaman içinde degrade olabileceğini gösterirken, Körfeze deşarj olan LAS'ın ise uzun süre bozulmadan kalabileceğini göstermektedir. LAS, sucul ekosistemde uzun süre kalması durumunda akuatik canlılara toksik etki yapar. Balıkların deterjana hassas oldukları özellikle de balık larva ve yumurtalarına toksik etki gösterdiği belirlenmiştir (Minareci, 2007). Fethiye İç Körfezine deşarj olabilecek LAS içerikli atıklar, körfezde degrade olmadan uzun süre kalabileceği için körfezin sucul ekosistemini ve balık faunasını olumsuz yönde etkileyecektir. Bu yüzden bu atıkların arıtılması ve körfezde kullanılan teknelerin tamamının foseptik ve sintine sularının bertarafı için sintine ve sıvı atık kabul yerinin belirlenmesi ve tekne sahiplerinin sıvı atıklarını bu yere boşaltması sağlanmalıdır.



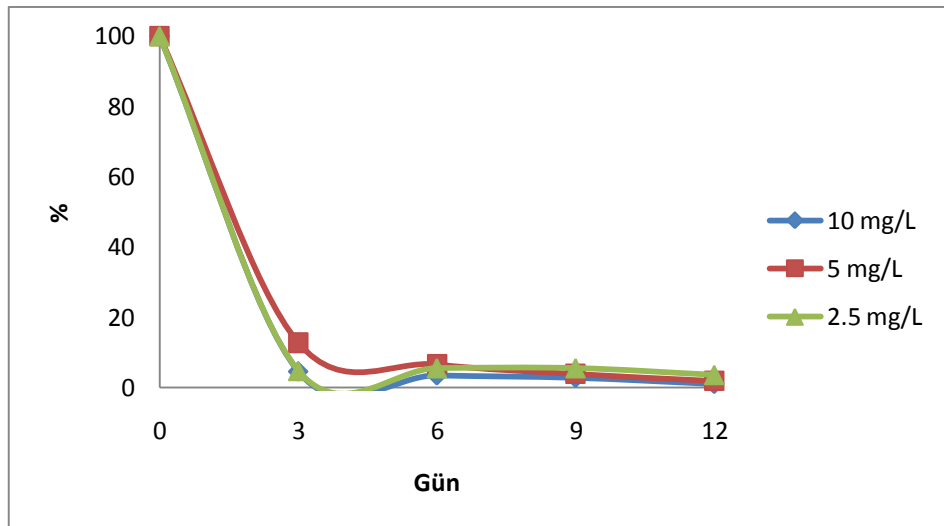
Şekil 5.4 DSİ Kanalında LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Temmuz ayı-Aydınlık Ortam)



Şekil 5.5 DSİ Kanalında LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Temmuz ayı-Karanlık Ortam)



Şekil 5.6 MUT Deresinde LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Temmuz ayı-Aydınlık Ortam)



Şekil 5.7 MUT Deresindeki LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Temmuz ayı-Karanlık Ortam)

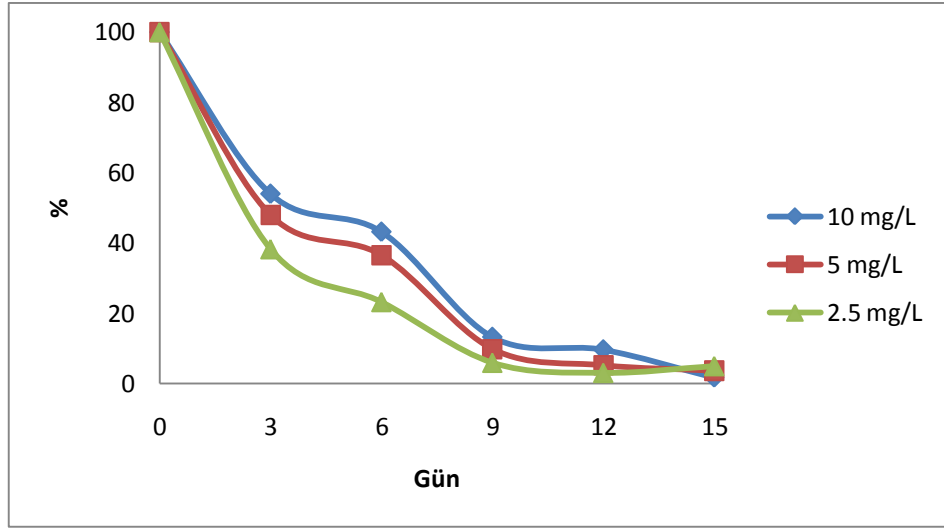
Kasım 2010 döneminde, her üç noktadan alınan sedimentli sudaki LAS'ın biyodegradasyon değerleri; Fethiye İç Körfezinde başlangıç LAS konsantrasyonu 10 mg/L için 3 gün sonunda % 46.1, 15 gün sonunda % 98.4 oranında, 5 mg/L için 3 gün sonunda % 52.1, 15 gün sonunda % 96.4, 2.5 mg/L için 3 gün sonunda % 61.9, 15 gün sonunda % 95.2 oranlarındadır (Şekil 5.8). Mut deresinde başlangıç LAS konsantrasyonu 10 mg/L için 3 gün sonunda % 48.3, 9 gün sonunda % 98.4

oranında, 5 mg/L için 3 gün sonunda % 34.8, 9 gün sonunda % 98.2, 2.5 mg/L için 3 gün sonunda % 34.3, 9 gün sonunda % 98.9 oranlarında LAS biyodegradasyona uğrarken (Şekil 5.10), DSİ Su Kanalında bu değerler başlangıç LAS konsantrasyonu 10 mg/L için 3 gün sonunda % 47, 12 gün sonunda % 97.2, 5 mg/L için 3 gün sonunda % 48.1, 12 gün sonunda % 96.1, 2,5 mg/L için 3 gün sonunda % 40.8, 12 gün sonunda % 96.9 oranındadır (Şekil 5.9).

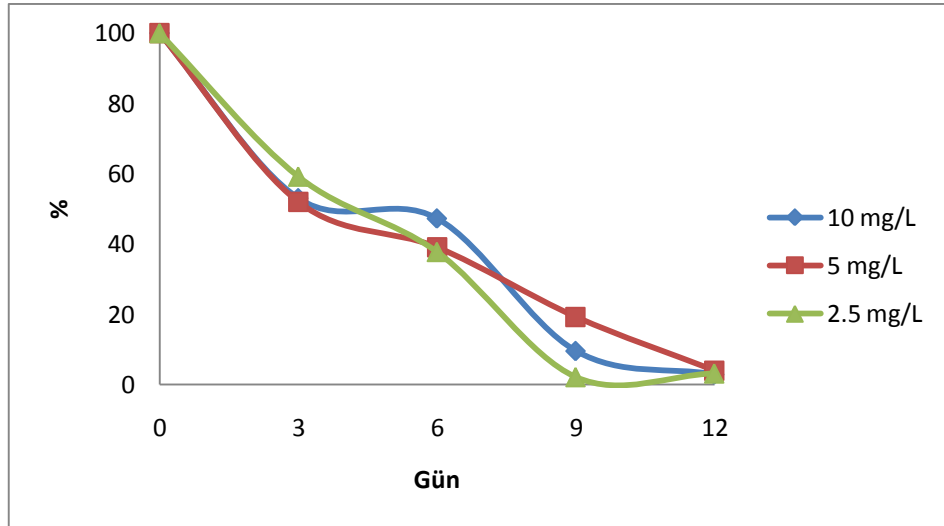
LAS'ın degradasyonu çevresel şartlardan etkilenmektedir. Mikroorganizmaların yaşayabileceği ve artabileceği çakıl, çamur varlığında degradasyon artmıştır (Minareci 2007). Sedimentli ortamda biyodegradasyon hızının arttığı gözlenmiştir (Sales vd 1999). Fethiye Limanı sedimentlerinin kum yüzdeleri % 4-80, silt yüzdesi % 20-90, kil yüzdesi ise % 1-23 arasında değişim göstermiştir. Shepard (1954)'ün dokusal sınıflamasına göre; çalışma alanı sedimentlerinde en sık görülen litoloji killi silttir, bunu kumlu silt, silt, siltli kum ve kum takip eder. Fethiye Limanı sedimentlerinde toplam organik karbon değerleri % 0.4-1.7 arasında değişmektedir. Saptanan bu yüksek organik karbon değerleri Fethiye Körfezine dökülen dereler ve tahliye kanallarının getirmiş olduğu karasal kökenli organik maddelerin bir sonucu olduğu düşünülmektedir. Fethiye İç Körfezinde organik karbon içerikli sediment ile su-sediment karışımındaki LAS biyodegradasyon oranı, sedimentsiz su ile hazırlan karışımındaki LAS biyodegradasyon oranından büyük olduğu görülmüştür. Bu durum sedimentin LAS biyodegradasyonu üzerinde pozitif etki yaptığını göstermektedir. Çünkü sediment ortamında yaşayan mikroorganizmaların LAS'ı degrade etmesidir. Kasım ayında iki istasyondan gelen sedimentli su örneklerinde mikroorganizma sayıları tespit edildi her iki istasyonda da başlangıç organizma sayısı >300 CFU/100 mL olarak bulunmuştur. Çalışma sonunda bu değer sedimentsiz su ortamında, Körfezde 28 CFU/100 mL, Mut Deresinde 20 CFU/100 mL, sedimentli su ortamında ise Körfezde 150 CFU/100 mL, Mut Deresinde 140 CFU/100 mL olarak tespit edilmiştir (Tablo 4.35). Temmuz 2010'da körfezden alınan su örneğindeki LAS degradasyon değerleri 27 gün sonunda ortalama %80 oranlarında iken Kasım-2010'da sedimentli sudaki LAS biyodegradasyon değeri 15 gün sonunda %95'in üzerine çıkmaktadır. Bu durumu daha iyi saptayabilmek için, Kasım 2010 döneminde her üç noktadan alınan sedimentsiz su örneklerinde başlangıç LAS konsantrasyonu 5 mg/L için degradasyon değerleri belirlendi (Şekil 5.11). Buna göre

Fethiye İç Körfezinde LAS biyodegradasyonu; 3 gün sonra % 4.53 ve 15 gün sonra % 60.51 olarak tespit edildi. Sedimentli ortamda 3 gün sonunda % 47.57, 15 gün sonunda ise %35.89 daha az LAS degrade olmuştur. Eğer Fethiye Körfezine karasal kökenli organik maddeler girmemiş, sediment yapısı kumlu olsaydı, LAS degradasyonu daha hızlı olurdu. Çünkü organik madde içeriği düşük, kumlu sedimentlerde LAS degradasyonu oranı organik madde içeriği yüksek sedimentlerdeki LAS degradasyon oranından büyüktür (Sales vd, 1999). Organik maddeler çözülmüş oksijen konsantrasyonunu düşürdüğü için biyodegradasyon oranı da yavaşlatmaktadır.

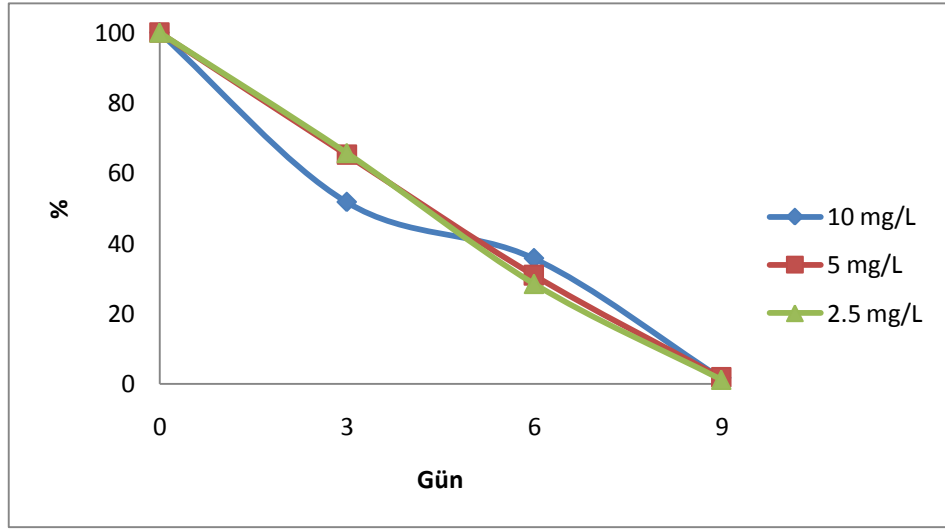
Kasım 2010 döneminde alınan sedimentli su örneklerdeki LAS degradasyon değerleri 9 gün sonra % 90 oranın üzerine çıkarken, Temmuz 2010 döneminde alınan sudaki LAS degradasyonu 3 gün sonunda % 90'nın üzerine çıkmaktadır. Bu durum, Kasım 2010 da sedimentsiz ortamdaki LAS degradasyonunda açıkça görülmektedir (Şekil 5.11). Bu sonuçlar, sıcaklığın LAS biyodegradasyon üzerinde etkili olduğunu gösterir. Bu yüzden LAS içerikli atıkların potansiyel kirliliği mevsimsel farklılıklar gösterir. Kış aylarında LAS, su ortamında daha fazla kalacağından bu mevsimde sucül ekosisteme daha fazla zarar verir. Temmuz ayında ortalama su sıcaklığı 30 °C'de iken Kasım ayında 17 °C'dir (Tablo 4.1). Çalışmada, sıcaklık artıkça LAS biyodegradasyon hızının arttığı görülmektedir. Pratz vd. (2006) LAS biyodegradasyonunun 10 günde 9 °C'de %94.66, 25 °C'de %97.8 olarak tespit etmiştir. Elde edilen değerler, literatür değerleri ile uyum halindedir. Fethiye iç körfezine, LAS içerikli atıklar kış mevsiminde deşarj oluyorsa, Fethiye körfezinin biyolojik çeşitliliğine zarar verdiği kesin bir durumdur. Bu yüzden Fethiye de kurulan atık su arıtma sistemi yılın her mevsiminde çok iyi çalışması gerekir.



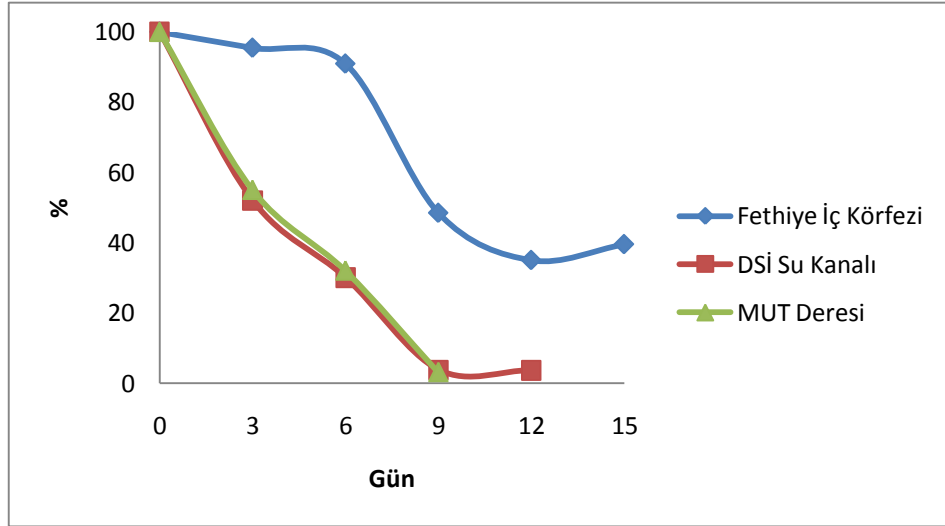
Şekil 5.8 Fethiye İç Körfezindeki LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Kasım ayı-Aydınlık Ortam)



Şekil 5.9 DSİ Kanalındaki LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Kasım ayı-Aydınlık Ortam)



Şekil 5.10 MUT Deresindeki LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Kasım ayı-Aydınlık Ortam)



Şekil 5.11 5 mg/L konsantrasyona ayarlanmış sedimentsiz su örneklerinde LAS konsantrasyonunun zamana göre değişimi (Kasım ayı-Aydınlık Ortam)

KAYNAKLAR

Anonim, 2005. *Standard Methods For The Examination of Water & Wastewater*. American Public Health Association, Washington, DC 20001-3710.

Bektaş, A. *Deniz suyunda LAS'ın nil mavisi, Azur I ve metilen mavisi ile tayini*, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, Deniz bilimleri ve işletmeciliği Enstitüsü, İstanbul, 1998.

Conrad, A., Cadoret, A., Corteel, P., Leroy, P., J.C. Block. 2006. Adsorption/desorption of Linear Alkylbenzene Sulfonate (LAS) and Azoproteins by/from Activated Sludge Floccs. *Chemosphere*, 62, (1): 53-60

Çetintürk, K. *LAS (Lineer Alkil Benzen Sülfonat)'ın deniz suyunda değişik metotlar ile tayini ve deniz suyu tuzluluğunun bu tayinlere olan etkisi*, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi, Deniz Bilimleri ve İşletmeciliği Enstitüsü Fiziksel Oşinografi ve Deniz Biyolojisi Anabilim Dalı, İstanbul, 2003.

Eichhorn, P., Rodrigues, S.V., Baumann, W., Knepper, T.P. 2002. Incomplete Degradation of Linear Alkylbenzen Sulfonate surfactants in Brazilian surface waters and Pursuit of their polar petabolities in drinking waters. *Sci. Total Environ.*, 284, (1-3): 123-134

Fagade, O.E., Ogunjobi, A.A., Oyelade, A.A., Ogunbiyi, I.B. 2009. Biodegradability of some Linera Alkylbenzene Sulfonates Detergent. *Nigerian J. Microbiol.*, 23, (1): 1839-1845

İzğören, F.S. *Melez Çayı'nda Deterjan Kirliliği ve Nütrientlerle Korelasyonu*, Yüksek Lisans Tezi, Ege Üniversitesi, Biyoloji Anabilim Dalı, İzmir, 1992.

Jianfang, Hu., Ping'an, P., Yuhsun, M., Guoying, S., Jiamo, F.U. 2000. Determination of Linear Alkylbenzenesulfonates in modern sediments from core Chu-9 and its significance. *Chinese Sci. Bull.*, 45: 80-85

Koç, H. Güven, C.K., Gezgin, T. 2002. Degradation of LAS in Distilled, Tap and Sea Water. *Turkish J. Mar. Sci.*, 8: 91-102

Lukaszewski, Z., Siwinski, P., Szymanski, A. 1998 Biodegradability of Detergent Powder Surfactants in the River Water Die-Away Test*. *Polish J. Environ. Stud.*, 7, (4): 251-256

Marcomini, A., Pojana, G., Giacometti, A., Oppo, C. 2001. Aerosolization of an anionic surfactant (LAS) and dissolved organic carbon (DOC) under laboratory conditions. *Chemosphere*, 44, (2): 257-262

Minareci, O. *Gediz Nehrinde Deterjan Kirliliğinin Araştırılması*, Doktora Tezi, Celal Bayar Üniversitesi, Biyoloji Anabilim Dalı Hidrobiyoloji, Manisa, 2007.

- Özdemir, O., Çınar, M., Sabah, E., Arslan, F., Çelik, M.S. 2007. Adsorption of anionic surfactants onto sepiolite. *J.Hazard. Mater.*, 147, (1-2): 625-632
- Pratz, D., Lopez, C., Vallejo, D., Varo, P., Leon, V.M. 2006. Effect of temperature on the biodegradation of Linear Alkylbenzene Sulfonate and Alcohol Ethoxylate. *J. Surfactants and Detergents*, 9, (12) : 67-79
- Perales, J.A., Manzano, M.A., Sales, D., Quiroga, J.A. 1999. Biodegradation kinetics of LAS in river water. *Int. Biodeterior. Biodegrad*, 43: 155-160
- Perales, J.A., Manzano, M.A., Garrido, M.C., Sales, D., Quiroga, J.M. 2007a. Molecular structure and biodegradation kinetics of linear alkylbenzene sulponates in sea water. *Biodegradation*, 18, (5): 567-578
- Perales, J.A., Manzano, M.A., Garrido, M.C., Sales, D., Quiroga, J.M. 2007b. Biodegradation kinetics of linear alkylbenzene sulfonates in sea water. *Biodegradation*, 18, (1): 63-70
- Rico-Rico, A., Temara, A., Behrends, T., Hermens, J.L.M. 2009. Effect of sediment properties on the sorption of C12-2-LAS in marine and estuarine sediments. *Environ. Pollut.*, 157: 377-383
- Sales, D., Perales, J.A., Manzano, M.A., Quiroga, J.M. 1999. Anionic surfactant biodegradation in seawater. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 15, (1-4): 517-522
- Schouten, N., van der Ham, L.G.J., Euverink, G.W., de Haan, A.B. 2007. Selection and evaluation of adsorbents for the removal of anionic surfactants from laundry rinsing water. *Water Res.*, 41, (18): 4233-4241
- Scott, M.J., Jones M.N., 2000. The biodegradation of surfactants in the environment. *Biochim. Biophys. Acta*, 1508, (1-2) : 235-251
- Sibila, M.A., Garrido, M.C., Perales J.A., Quiroga, J.M. 2008. Ecotoxicity and biodegradability of an alkyl ethoxysulphate surfactant in coastal waters. *Sci. Total Environ.*, 394, (2-3) : 265-274
- Tabor, C.F., Barber, L.B. 1996. Fate of Linear Alkylbenzene Sulfonate in the Mississippi River. *Environ. Sci. Technol.*, 30, (1): 161-171
- Wang, Z., Xiao, B., Wu, X., Tu, X., Wang, Y., Sun, X., Son, L. 2010. Linear alkylbenzene sulfonate in water of Lake Dianchi – spatial and seasonal variation, and kinetics of biodegradation. *Environ. Monit. Assess.*, 171, (1-4): 501 – 512
- Vural, N., Duydu, Y. 1992. Ankara Çayının Anyonik ve Noniyonik Yüzey Aktif Madde Kirliliğinin Araştırılması. *Ankara Eczacılık Fakltesi Dergesi.*, 21: 1-11
- Yediler, A., Zhang, Y., Cai, J.P., Korte, F. 2003. Effect of the microbial population size on the degradation of Linear Alkylbenzene Sulfonate in the lake water (Dong Hu = East Lake, Wuhan, Hubei, P. R. China). *Chemosphere*, 18, (7-8): 1589-1597

ÖZGEÇMİŞ

Adı ve Soyadı		: İsmail ÖZEL
Doğum Yeri ve Yılı		: Kayseri/1985
Uyruğu		: T.C.
Medeni Durumu		: Bekar
Yabancı Dili		: İngilizce
Ehliyet		: Var
e-mail		: iozel@nukleon.com.tr : ismailozel@moltek.com.tr
Tel		: 0 212 483 73 34 : 0 232 376 30 27 : 0 555 711 30 51
Eğitim Durumu(Derece,Tarih,Üniversite)		
Lisans	2004 - 2008	: Muğla Üniversitesi : Fen Edebiyat Fakültesi : Kimya Bölümü
Yüksek Lisans	2008 - 2011	: Muğla Üniversitesi : Fen Bilimleri Enstitüsü : Kimya Anabilim Dalı
Kariyer/İş (İşveren,Tarih ve Pozisyon)		
Moltek Moleküler Teknoloji Sanayi ve Ticaret A.Ş. Nukleon Nükleer Teknoloji Arş. San. ve Tic. Ltd. Şti.	Şubat 2009- Şubat 2011 Şubat 2011- ...	Üretim Sorumlusu Radyasyondan Korunma Sorumlusu