

**TRİBÜTİLTİNİN (TBT) LEPİSTESLERİN
(*Poecilia reticulata*) BAZI BİYOLOJİK ÖZELLİKLERİ
ÜZERİNE ETKİSİ**

**Olcay KIRIKOĞLU
YÜKSEK LİSANS TEZİ
SU ÜRÜNLERİ YETİŞTİRİCİLİĞİ
ANABİLİM DALI**

T.C.
SİNOP ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

TRİBÜTİLTİNİN (TBT) LEPİSTESLERDE
(*Poecilia reticulata*) BAZI ÜREME VE BÜYÜME
PARAMETRELERİ ÜZERİNE ETKİSİ

Olçay KIRIKOĞLU

YÜKSEK LİSANS TEZİ
SU ÜRÜNLERİ YETİŞTİRİCİLİĞİ ANABİLİM DALI

DANIŞMAN
Doç. Dr. İsmihan KARAYÜCEL

SİNOP – 2010

T.C.
SİNOP ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

Bu çalışma, jüriimiz tarafından 03 / 09 / 2010 tarihinde yapılan sınav ile Sa Ürünleri
Yetiştiriciliği Anabilim Dalında YÜKSEK LİSANS tezi olarak kabul edilmiştir.

Başkan : Doç. Dr. İsmihan KARAYÜCEL (Danışman)

Üye : Yrd. Doç. Dr. Ayşe GÜNDOĞDU

Üye : Yrd. Doç. Dr. Seval DERNEKBAŞI

ONAY :

Yukarıdaki imzaların adı geçen öğretim üyelerine ait olduğunu onaylıyorum.

28 / 09 / 2010

Doç. Dr. İsmihan KARAYÜCEL
Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

TRİBÜTİLTİNİN (TBT) LEPİSTESLERDE (*Poecilia reticulata*) BAZI ÜREME VE BÜYÜME PARAMETRELERİ ÜZERİNE ETKİSİ

ÖZET

Bu çalışmada, gemilerde antifouling madde olarak kullanılan Tribütülinin (TBT) lepistes balığının (*Poecilia reticulata*) yaşama ve cinsiyet oranlarına, çeşitli büyüme ve morfolojik özelliklerine etkisi incelenmiştir. Çalışmada düşük (25ng – D grubu) ve yüksek (50ng – E grubu, 150ng – F grubu) TBT konsantrasyonları, yavru lepisteslerde ve anaç lepisteslerde sırasıyla doğduktan sonraki ilk 11 gün ve ilk doğumu yaptıktan 16. günden sonra ikinci doğum yapana kadar uygulanmıştır.

Farklı TBT konsantrasyonları sonucunda yavru lepisteslerde ortalama en yüksek ve en düşük yaşama oranları 11. ve 60. günde sırasıyla 25 ng'da %100±0.00, 50 ng'da %83.33±16.67, 150 ng'da %100±0.00 ve 25 ng'da %53.67±6.06, 50 ng'da %54.33±15.07, 150 ng'da %48.66±5.70 olarak bulunmuştur. Anaç balıklar, TBT uygulamasına başladıktan sonra doğum yapmadan veya ölü doğum yaptıktan sonra öldükleri için yavru elde edilememiştir. Bu nedenle de TBT uygulamalarının yaşama oranına etkisi belirlenememiştir.

Yavrulara TBT uygulamalarında 60. günde 25ng'da %29.26, 50ng'da %12.50 ve 150ng'da %12.82 oranında dişi birey üretilirken, 25ng'da %70.74, 50ng'da %87.50 ve 150ng'da %87.18 erkek birey üretilmiştir.

Yavrulara farklı TBT uygulamalarının ağırlıkça gelişime etkisinde en fazla ortalama ağırlık 0.30±0.04 g ile 25 ng'da, en düşük ortalama ağırlıklar 0.16±0.01 ve 0.15±0.05g ile sırasıyla 50 ng ve 150 ng gruplarında belirlenmiştir. Genel olarak bakıldığında 25ng TBT ilaveli yemle beslenen grubun 50 ve 150ng TBT ilaveli yemle beslenen gruplara oranla daha iyi gelişme gösterdiği saptanmıştır.

Yapılan çalışmada TBT uygulamalarından sonra lepistes yavrularında herhangi bir deformasyon gözlenmemiştir. Ancak anaç lepisteslerde düşük ve yüksek konsantrasyonlarda TBT uygulaması sonucunda kuyruk incilmesi ve omurgada eğrilik gibi deformasyonlar gözlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Lepistes, TBT, antifouling, cinsiyet değişimi, yaşam oranı, büyüme, deformasyon

EFFECTS OF TRIBUTYLTIN (TBT) ON SOME REPRODUCTION AND GROWTH PARAMETERS IN GUPPY (*Poecilia reticulata*)

ABSTRACT

In this study, the effect of Tributyltin (TBT) which is used for antifouling material for the protection of ship hull's on survival and sex ratios, various growth and morphological characteristics on guppies (*Poecilia reticulata*) were investigated. Low TBT concentration (25 ng – Group D) and high TBT concentrations (50 ng – Group E and 150 ng – Group F) were used on fries and gravid females for 11 days after parturitions and several days starting from the 16th day after first parturition until second parturition, respectively.

After using different TBT concentration treatments on fry guppies, maximum and minimum survival rates were 100 ± 0.00 in group D, 83.33 ± 16.67 in group E, 100 ± 0.00 in group F and 53.67 ± 6.06 in group D, 54.33 ± 15.07 in group E, 48.66 ± 5.70 in group F in 11th and 60th days, respectively. Guppy fries couldn't be produced because adult guppies died before giving birth or after giving birth to stillborne fries. Therefore the effect of TBT treatments on survival rate couldn't be determined.

On the 60th day of the experiment, female ratio was 29.26 in group D, 12.50 in group E and 12.82 ng in group F while male ratio was 70.74 in group D, 87.50 in group E and 87.18 ng in group F.

After using different TBT concentrations on fry guppies, maximum average weight was 0.30 ± 0.04 g in group D and minimum average weights were 0.16 ± 0.01 g in group E and 0.15 ± 0.05 g in group F. Generally growth performance of the group fed with 25 ng TBT supplemented diet was better than the group fed with 50 ng and 150 ng TBT supplemented diet.

In this experiment, any deformation was observed on fry guppies after TBT treatments. However, low and high TBT treatments resulted in tapering of the tails and curved vertebrae in adult guppies.

Key words: Guppy, TBT, antifouling, sex change, survival rate, growth, deformation

İÇİNDEKİLER

ÖZET	i
ABSTRACT	ii
İÇİNDEKİLER	iii
ŞEKİLLER LİSTESİ	vii
TABLO LİSTESİ	viii
TEŞEKKÜR	ix
1.GİRİŞ.....	1
2.GENEL BİLGİLER.....	4
2.1 Balıklarda Cinsiyet ve Cinsiyeti Etkileyen Faktörler	4
2.2.Balıklarda Cinsiyet Belirleme Mekanizması.....	4
2.2.1.Gonadal Cinsiyet Belirleme Mekanizması.....	5
2.2.2. Polygenik Cinsiyet Belirleme Mekanizması	5
2.2.3. Çevresel Cinsiyet Belirleme Mekanizması	5
2.3. Endokrin Sistemi	6
2.3.1. Endokrin Sistemini Bozucu Kimyasal Maddeler	11
2.3.1.1. Yapay Endokrin Bozucular	15
2.3.1.1.1. Dioksinler ve Furanlar	15
2.3.1.1.2. Ağır Metaller	16
2.3.1.1.3. Pestisitler	17
2.3.1.1.4. Fenol Türevleri	18
2.3.1.1.5. Poliklorina Bifeniller (PCBs)	18
2.3.1.1.6. Fitalatlar.....	19
2.3.1.1.7. Tribütülin (TBT).....	19
2.3.2. Doğal Endokrin Bozucular.....	20
2.3.2.1.Sentetik Östrojenler	21
2.3.2.2. Fitoöstrojenler.....	21
3.LİTARETÜR ÖZETİ	23
4. MATERYAL VE YÖNTEM.....	31
4.1. Materyal	31

4.1.1. Araştırma Yeri	31
4.1.2. Akvaryum Materyali	31
4.1.3. Balık Materyali	32
4.1.4. Yem Materyali	33
4.2. Yöntem	33
4.2.1. Araştırma Süresi	33
4.2.2. Araştırma Planı	33
4.2.3. TBT Uygulama Sürelerinin Belirlenmesi	34
4.2.4. TBT'li Solüsyonların Hazırlanması	34
4.2.5. Deneme Yemlerinin Hazırlanması	35
4.2.6. Hamile Lepisteslerin (<i>P.reticulata</i>) İçin Farklı Oranlarda TBT Uygulaması	35
4.2.7. Lepistes Yavruları (<i>P.reticulata</i>) İçin Farklı Oranlarda TBT Uygulaması	37
4.2.8. Yaşama ve Cinsiyet Oranlarının Hesaplanması	38
4.2.9. Balıkların Yemlenmesi	38
4.2.10. Balıkların Tartılması ve Boylarının Ölçülmesi	38
4.2.11. Verilerin Değerlendirilmesi	41
5.BULGULAR	42
5.1. Yaşama Oranı	42
5.1.1. Yavru Lepisteslere (<i>P.reticulata</i>) Farklı Oranlarda TBT Uygulamalarının Yaşama Oranına Etkisi	42
5.1.2. Anaç Lepisteslere (<i>P.reticulata</i>) Farklı Oranlarda TBT Uygulamalarının Yaşama Oranına Etkisi	43
5.2.Cinsiyet Oranı	49
5.2.1.Yavru Lepisteslere (<i>P.reticulata</i>) Farklı Oranlarda TBT Uygulamalarının Cinsiyet Oranına Etkisi	49
5.2.2. Anaç Lepisteslere (<i>P.reticulata</i>) Farklı Oranlarda TBT Uygulamalarının Cinsiyet Oranına Etkisi	51
5.3. Büyüme	51
5.3.1. Yavru Lepisteslere (<i>P.reticulata</i>) Farklı Oranlarda TBT Uygulamalarının Büyümeye Etkisi	51
5.3.2.Anaç Lepisteslere (<i>P.reticulata</i>) Farklı Oranlarda TBT Uygulamalarının Büyümeye Etkisi	52

6.TARTIŞMA VE SONUÇ	54
6.1. Yaşama Oranı	54
6.2. Cinsiyet	56
6.3. Deformasyon	59
6.4. Büyüme	60
7. ÖNERİLER	61
8. KAYNAKÇALAR	62
SÖZLÜK	69
ÖZGEÇMİŞ	73

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 4.1.2.1.a,b,c,d. Deneme Akvaryumlarının Farklı Açılardan Görünümü	32
Şekil 4.2.5. Deneme Yemlerinin Hazırlanması (orijinal)	35
Şekil 4.2.6.1. Hamile Lepisteslere (<i>P.reticulata</i>) Farklı Oranlarda TBT'li Yem Uygulamaları	36
Şekil 4.2.7.1. Yavru Lepisteslere (<i>P.reticulata</i>) Farklı TBT'li Yem Uygulamaları	37
Şekil 4.2.10.1. a,b. Balıkların Tartılması	39
Şekil 4.2.10.2. a,b. Balıklarının Boylarının Ölçülmesi	40
Şekil 5.1.1.1.Lepistes Yavrularına (<i>P.reticulata</i>) Farklı Oranlarda TBT Uygulamalarının Ortalama (%) Yaşama Oranlarına Etkisi	43
Şekil 5.1.2.1. (a,b,c,d,e,f,g,h,i,j). Farklı Oranlarda TBT Uygulamaları Sonucunda Anaç Balıklarda Meydana Gelen Deformasyonlar	49
Şekil 5.2.1.1. Yavru Lepisteslerde (<i>P.reticulata</i>) Farklı Uygulamaların Ortalama Dişi (%) ve Erkek (%) Oluşumu Oranına Etkisi	51

TABLO LİSTESİ

Tablo. 1.1.TBT'nin Deniz Ekosistemlerinde Davranış ve Etkileri.....	2
Tablo. 2.3.1.Balıklarda Endokrin Sisteminin Salgılanma Yerleri, Salgı Maddeleri ve Kökenleri	9
Tablo. 2.3.2. Balıklarda Endokrin Organlarının Görevleri.....	10
Tablo. 2.3.1.1. Endokrin Bozucular	14
Tablo. 4.1.4.1. Denemede Kullanılan Yemin Özellikleri.....	33
Tablo. 5.1.1.1. Lepistes Yavrularına (<i>P.reticulata</i>) Farklı Oranlarda TBT Uygulamalarının Ortalama (%) Yaşama Oranlarına Etkisi.....	42
Tablo. 5.2.1.1. Yavru Lepisteslere (<i>P.reticulata</i>) Farklı TBT Uygulamalarının Cinsiyet Oranına (%) Etkisi.....	50
Tablo.5.3.1. Deneme Sonundaki Lepisteslerin (<i>P.reticulata</i>) Ortalama Ağırlıkları.....	52
Tablo.5.3.2. Deneme Sonundaki Lepisteslerin (<i>P.reticulata</i>) Ortalama Ağırlıkları.....	53
Tablo.6.1. TBT Asetatın <i>C.gigas</i> Embriyoları ve Larva Gelişimi Üzerine Etkileri	55

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans öğrenim boyunca yardımlarını ve desteklerini esirgemeyen başta danışman Hocam Sayın Doç.Dr. İsmihan KARAYÜCEL olmak üzere, Sayın Hocam Yrd.Doç.Dr. Seval Yaman DERNEKBAŞI' ya jüri üyesi Sayın Hocam Yrd.Doç.Dr. Ayşe GÜNDOĞDU' ya teşekkür ederim.

Denemenin kurulum aşamasında yardımlarını esirgemeyen Yüksek lisans öğrencisi arkadaşlarım Mehmet Şükrü ALTUNDAĞ, Serpil YAVUZ, Özgür TÜMÜKLÜ, İrfan KESKİN ve Araştırma Görevlisi arkadaşlarım Murat KERİM ve Ayşe H. PARLAK'a teşekkür ederim.

Bütün tez çalışmalarım boyunca maddi-manevi desteklerini esirgemeyen sevgili aileme teşekkürlerimi bir borç bilirim.

1. GİRİŞ

Gemi yüzeyinin su içerisinde kalan yüzeyine yapışarak büyüyen organizmalar gemi yakıt tüketiminde artış, bölgeler arası türlerin taşınımı gibi olumsuz sonuçları nedeniyle istenmezler. Gemi ve teknelerin boyanması için geliştirilen boyaların üretiminde üreticilerin isteği sadece geliştirdikleri boyaların gemiyi pasa karşı koruması değil, bu boyanın aynı zamanda geminin su ile temas eden bölgelerinde kısa bir sürede oluşan yosunlanmayı ve foulingi önlemesi, yani biyosit (canlı organizmalar için toksik veya öldürücü etkisi olan kimyasal maddeler) etkisinin olmamasıdır (Duydu,1993).

Foulingin yol açtığı olumsuz etkileri önlemek amacıyla gemi yüzeylerinin su içerisinde kalan yüzeylerine antifouling içeren boyalar uygulanır. Amacı foulingin oluşmasını engellemek olan bu sistemler tanımları gereği organizmaları uzaklaştırır, öldürür ya da büyümelerini engeller (Okay, 2004).

Dünyada yıllardan beri kullanılan çok çeşitli antifouling sistemler vardır. Geçmişte gemilerde oluşan fouling, kireç, arsenik ve civa gibi maddeler kullanılarak önlenmiş, 1960'larda kimya endüstrisinin gelişmesiyle antifouling amaçlı birtakım metalik bileşikler ve özellikle de tribütiltin (TBT) keşfedilmiş ve kullanılmaya başlanmıştır. Alternatiflerine göre yoğun olarak tercih edilmesinin nedeni çok etkili ve dayanıklı olmasıdır (60 ay; alternatifleri 30- 36 ay). 1970'lere gelindiğinde dünya sularında seyreden gemilerin çoğunda TBT kullanılmakta idi. 1980'lerde ise TBT 'nin yarılanma ömrünün (orijinal konsantrasyonunun yarısına inmesi) oldukça uzun (>6 ay) olduğu belirlenmiştir. Bu durum, TBT'nin sedimentlerde ve organizmalarda birikmesine yol açmaktadır (Okay, 2004).

TBT ve türevlerinin deniz ekosistemlerine verdiği kalıcı zararlar belirlenmiş ve bu nedenle başta Uluslararası Denizcilik Örgütü tarafından (IMO-International Maritime Organization) TBT kullanımına kısıtlama ve yasaklar getirilmiş ve bu konuda yasal düzenlemeler yapılması zorunlu kılınmıştır (Tablo 1.1). Bu konu, 1988'de Uluslararası Denizcilik Örgütü' nün Deniz Çevresi Koruma Komitesi'ne (MEPC-Marine Environment Protection Committee) getirilmiştir. Konuyla ilgili incelemeler sonunda Kasım 1999'da sonuç kararı yayınlanmıştır. Bu kapsamda IMO 1 Ocak 2003'den itibaren TBT bileşiklerinin yeni uygulamalarını, 1 Ocak 2008'den itibaren ise TBT içeren antifouling sistem bulundurulmasını yasaklamıştır. Son düzenlenen IMO konvansiyonu, gemilerde kullanılan antifouling boyaların içinde TBT bulunmasını

yasaklamakta ve antifouling sistem boyalar içinde bulunma riski olan diğer zararlı maddelerin de ileride olası kullanımlarını engellemektedir (Okay, 2004).

Tablo 1.1. TBT'nin Deniz Ekosistemlerinde Davranış ve Etkileri (Okay, 2004)

Su ve sediment	TBT suda fotoliz (ışık) ve mikroorganizmalar tarafından parçalanabilir (birkaç hafta) ancak süreç oldukça yavaştır. TBT sedimentte birikir ve oldukça uzun sürede parçalanır (birkaç yıl).
Kabuklularda deformasyonlar	TBT istiridye kabuklarında kalsiyum metabolizmasını etkileyerek deformasyonlara ve kalınlaşmalara yol açar.
Imposeks (Cinsiyet farklılaşması)	Özellikle erkek deniz salyangozlarında dişi özellikleri gelişir.
Deniz memelileri	TBT'nin yunuslar, balinalar ve deniz aslanlarında bulunması besin zincirinde transfer edildiğini kanıtlar.
Enfeksiyona karşı direncin düşmesi	Özellikle kıyısularda, limanlarda yaşayan balıklarda ve dip balıklarında tespit edilmiştir.

Çevrede çok kalıcı ve dayanıklı olmasının yanı sıra TBT bileşikleri çok düşük konsantrasyonlarda bile deniz organizmalarına toksik etkiler gösterebilmekte ve insana kadar uzanan besin zincirine girerek organizmalarda artan seviyelerde birikebilmektedir (Okay, 2004) (Tablo 1.1.). TBT kirlenmesi özellikle bot ve gemilerin yoğun olarak bulunduğu marina ve limanlarda açık denize oranla daha çok kendini göstermektedir. Açık denizlerde ise balık ve memelilerdeki konsantrasyonlarının oldukça yüksek olduğu bulunmuştur. Bilim adamları TBT kirlenmesini ilk defa 1970'lerde Fransa'nın batı kıyılarında Arcachon körfezindeki istiridye kabuklarındaki deformasyonların markette satışını engellediği ve bu kıyılarda yüksek miktarda istiridye ölümleri yaşandığı zaman yapılan incelemeler nedeniyle fark etmişlerdir. 1980'lerde ise dünyanın her yerinde yüksek konsantrasyonda TBT bulguları rapor edilmeye başlanmıştır. Bu çalışmaların

sonunda pek çok ülkede TBT içeren antifouling boyaların kullanımı küçük teknelerde kontrol altına alınmıştır. Örneğin 1982’de Fransa da 25m. den küçük teknelerde, 1990’da Japonya ve pek çok diğer ülkede kullanımı ve 1997’de üretimini yasaklanmıştır (Okay, 2004).

Çevreye zarar vermeyen antifouling bileşikler konusunda arayışlara girilmiş, bu amaçla piyasaya pek çok yeni kimyasal sürülmüş ve kullanılmaya başlanmıştır. Bu kimyasallardan IRGAROL [2-(tert-Butylamino)-4-(cyclopropylamino)-6-(methylthio)-s-triazine] ve DCMU [3-(3,4-dichlorophenyl)-1,1-dimethylurea] ile yapılan toksisite test sonuçları her iki antifouling bileşiğin de gemi karinası üzerindeki alg üremesini etkili bir şekilde kontrol edebileceğini göstermektedir. Ancak yapılan araştırmalar bu bileşiklerin de sediment ve organizmalarda şimdiden birikmeye başladığını göstermektedir. Bu nedenle TBT yerine alternatif olarak piyasaya sürülen veya sürülmesi planlanan antifouling bileşiklerin deniz ekosistemine bırakacağı olası zararların ve risklerin önceden belirlenmesi ve bu kimyasalların deniz ortamındaki çeşitli matrislerde (su, sediment, organizma) ölçülerek takip edilmesi gerekmektedir (Okay, 2004).

2. GENEL BİLGİLER

2.1. Balıklarda Cinsiyet ve Cinsiyeti Etkileyen Faktörler

Çoğu balıkta cinsiyet gelişimi, genellikle kuluçkadan çıktıktan hemen sonra başlamaktadır. Embriyonun genetik yapısına karşılık, bu noktada meydana gelecek modifikasyonlar, gonadları ya ovaryum ya da testis olacak şekilde programlar. Fenotipik cinsiyetin değiştirilebileceği bu dönem türlere göre farklılık gösterebilmektedir. Eğer bir larva keseli dönemden sonra anabolik steroidleri absorbe ederse eşey hücrelerinin gelişimi bu steroide doğru yönelir. (Shepherd ve Bromage, 1992).

2.2. Balıklarda Cinsiyet Belirleme Mekanizması

Balıklar hermofrodit, ginogenetik ve gonokorist gibi çok farklı üreme şekilleri gösteren canlılardır. Üreme şekillerinde görülen bu çeşitlilik cinsiyet belirleme mekanizmalarına da yansımaktadır. Gonokoristik türler bile, yüksek omurgalılarıdaki gibi tek bir cinsiyet belirleme mekanizması ile temsil edilemezler. Gonokorist balıklar arasında hem erkek hem de dişi heterogametik türler mevcuttur. Ayrıca balıklarda, ikili kromozomal sistemlerin yanında, ikiden fazla kromozom ve otozomal faktörleri içeren polifaktöriyel sistemler cinsiyeti belirleyebilmektedir. Bunun yanında, balıkların cinsiyet belirleme mekanizmaları oldukça esneklerdir. Hermofrodit türler yanında pek çok gonokorist balıkta, su sıcaklığı, suyun pH'sı, stok yoğunluğu, su içerisindeki cinsiyet hormonları veya cinsiyet hormonlarına benzer kimyasal yapıdaki moleküller gibi dış faktörler fenotipik cinsiyeti genotipik cinsiyetin aksi yönünde fonksiyonel olarak değiştirmekte etkili olabilmektedir (Arslan ve Baygar, 2007). Balıklarda ve sürüngenlerde cinsiyetin belirlenmesinde bu faktörlerin en önemlisi olarak sıcaklık öne çıkmaktadır. Genotipik ve fenotipik cinsiyet mutlaka uyumunda değildir ve bazı türlerde genomlar ile çeşitli çevresel ve içsel faktörler arasındaki etkileşimler cinsiyete karar verebilmektedir (Shapiro, 1988).

Balıklarda cinsiyet belirlenme mekanizmasının üç modeli mevcuttur; gonadal, polygenik ve çevresel cinsiyet belirlenmesidir (Piferrer, 2001).

2.2.1. Gonadal Cinsiyet Belirlenme Mekanizması

Doğadaki balık türlerinin ve normal şartlar altında üretimi yapılan kültür balıklarının çoğunda cinsiyet, gonadal cinsiyet belirlenme mekanizması (Gonadal Sex Determination, GSD) tarafından genotipik olarak belirlenmektedir. Bu mekanizmaya göre doğan yavruların cinsiyetleri hemen hemen 1:1 (dişi: erkek) oranına eşit olmaktadır (Bull, 1981). Yani gonadal cinsiyet belirlenme mekanizmasında her döl bir anne ve babaya sahip olduğundan ebeveynlerden eşit sayıda gen almaktadır. Böylece hemen hemen eşit sayıda dişi ve erkek bireyler meydana getirmektedir (Ak, 2003). Balıklarda morfolojik olarak ayırt edilebilen cinsiyet kromozomları çok az olmasına rağmen, çoğu türlerin sahip olduğu cinsiyet belirlenme sistemleri, insanlarda ve diğer memelilerde olduğu gibi XX homogametik dişi:XY heterogametik erkek kromozom sistemi şeklindedir. (Karayücel , 2010).

2.2.2. Polygenik Cinsiyet Belirlenme Mekanizması

Polygenik cinsiyet belirlenmesi, erkek ve dişi cinsiyet belirleyici genlerin heterokromozomlarda (cinsiyet kromozomları) olduğu gibi otozom kromozomlarda bulunmasıyla oluşan cinsiyet belirlenme mekanizmasıdır (Kallman, 1984; Chourrout ve Quillet, 1982; Piferrer, 2001). Embriyonun cinsiyeti, ebeveynlerden gelen ve kromozomlarda bulunan dişi ve erkek faktörlerinin bir kombinasyonu sonucu belirlenir. Polygenik cinsiyet mekanizmasında cinsiyet oranı 1:1'den farklı olabilir (Piferrer, 2001).

2.2.3. Çevresel Cinsiyet Belirlenme Mekanizması

Çevresel cinsiyet belirlenme mekanizmasının birçok balık türünde cinsiyetin belirlenmesinde rol oynadığı bildirilmektedir. Omurgalı ve omurgasız birçok canlı ile bazı balık türlerinde cinsiyeti belirleyen çevresel parametreler arasında sıcaklık, pH, besin, tuzluluk, ışık, populasyonun cinsiyet oranı, kirlilik ve su kalitesi gibi etmenler sayılabilir. Cinsiyet oranını etkileyen bir diğer çevresel faktör populasyon yoğunluğudur. Cennet balığında (*Macropodus opercularis*) populasyon yoğunluğu fazla olduğunda dişi oluşum oranı %66 iken, populasyon yoğunluğu az olduğunda dişi oluşum oranı %25'dir (Karayücel, 2010). Dikence balığı (*Gasterosteus aculeatus*) ve yılan balığında (*Anguilla anguilla*) populasyon yoğunluğu yavruların fenotipik cinsiyetini kontrol eden faktörler olarak bulunmuştur (Piferrer, 2001).

Omurgalı ve omurgasız canlılarda embriyonik veya larval gelişim boyunca cinsiyeti etkileyen çevresel faktörler meydana gelirse çevresel cinsiyet belirlenme

mekanizmasından (Enviromental Sex Determinations, ESD) söz edilebilir. Yılan, timsah, kaplumbağa gibi sürüngenler ile balıklardan aterina (*Menidia menidia*) örnek olarak verilebilir. Cinsiyetin belirlenmesinde etkin olan çevresel faktörler gonadal (birincil) cinsiyet farklılaşmasına direkt etkide bulunmaktadır. Bu canlılar genotipik olarak dişi özelliği gösterirken, fenotipik olarak erkek özelliği göstermekte ve sperm üretmektedirler veya genotipik olarak erkek özellik göstermekte fakat fenotipik dişi olduğundan yumurta üretmektedirler. Bazı zamanda steril olmaktadır. Yani ne sperm nede yumurta üretememektedirler (Ak, 2005).

2.3. Endokrin Sistemi

Endokrinoloji çalışmaları Berthold'un (1849 alıntı Anonim., 2010b) deneylerinde, testisleri çıkarılan horozların tavuğa benzediğini ve testisler tekrar hayvana nakledildiği zaman bu değişikliğin ortadan kalktığının gözlenmesiyle başlamıştır. Böylece, testislerin horozun dış görünüşünden sorumlu bazı maddeleri kan dolaşımına serbestlettiği düşünülmüştür. Daha sonra yapılan deneysel ve klinik çok yönlü incelemeler modern endokrinolojinin ortaya çıkmasını sağlamıştır. Hormon uyarma anlamına gelir. Bu terim ilk kez 1900 yıllarında Boyliss ve Starlig tarafından duodenum mukozasından salgılanarak, kana geçen ve pankreas salgısını stimüle eden sekretini tanımlamak için kullanılmıştır (Anonim, 2010b)

Hayvanlar iki içsel iletişim ve düzenleme sistemine sahiptir; Sinir sistemi ve Endokrin sistemi. Sinir sistemi, nöron olarak adlandırılan özel hücreler boyunca yüksek hızlı elektrik işaretlerini iletirken (kalp atışı, solunum, kasların çalışması), endokrin sistemi, endokrin bezlerinden oluşmuştur ve uyarıcılara karşı daha yavaş fakat daha uzun süreli etkin cevap veren hormonları salgılar (üreme, büyüme). Sinir sistemi ve duyu organları, değişen çevreye birkaç milisaniye içerisinde tepki göstermek suretiyle canlının uyumunu sağlamasına karşın, endokrin bezler aracılığıyla gösterilen tepkiler çok daha yavaş olur. Bu süre dakikalar, saatler ve hatta haftalarla ölçülebilir. Sinir sisteminin tersine endokrin sistem nitrojen metabolizması (adrenal kortikal dokular, tiroid bezi), karbonhidrat ve su metabolizması (adrenal kortikal dokular), eşey hücrelerinin olgunlaşması ve üreme hareketleri (pituitary-pitüiter-hipofiz bezi ve gonadal hormonlar) gibi daha yavaş metabolik olayları düzenler (Anonim, 2010b).

Endokrin ve sinir sistemleri beraber çalışarak homeostaz (dış ortamın bozucu etkisine rağmen organizmanın iç ortamının sabit tutulması veya korunması olayı), gelişim ve üremenin devamlılığını sağlar. Nörosekretör hücreleri (salgı yapan sinir

hücreleri) olarak bilinen özel sinir hücreleri, kana nörohormon salgılar. Hem endokrin hormonları hem de nörohormonlar, birçok fizyolojik işlemlerin uzun mesafe düzenleyicileri olarak birlikte çalışırlar (Anonim, 2010b).

Endokrin sistem, bazı hedef dokularda fizyolojik tepkiyi başlatmak amacıyla bu sistemde yer alan herhangi bir doku veya hücrenin kana kimyasal mesaj (hormon) üretmesi olarak tanımlanabilir. Hormonlar, dolaşım sistemine salgılanan ve vücut içerisinde düzenleyici mesajların iletişimini sağlayan kimyasal işaretçilerdir. Hormonlar vücudun her parçasına ulaşabilir, ancak hedef hücreler (target cells) olan belli hücre tipleri tarafından algılanacak şekilde donanımlıdır. Mesajcı ya da bilgi aktarımı için hormon kullanımının avantajları şöyle sıralanabilir.

1. Kimyasal moleküller kan aracılığıyla tüm dokulara ulaşabilir.
2. Kimyasal işaretler elektrik işaretçilerine nazaran daha uzun etkili kalabilir.
3. Birçok farklı kimyasallar hormon olarak görev yapabilir ve farklı hormonlar farklı dokuları hedef alabilir (Anonim, 2010b).

Birçok hormon kanalsız endokrin bezlerinden salgılanır ve direkt olarak kan dolaşımına verilir. Hormonlar bilgileri vücut boyunca kan dolaşım sistemi aracılığı ile hedef hücrelere taşırken, feromonlar (alan belirlenmesi, topluluk içinde hiyerarşik düzenin sağlanması ve üreme döneminde eşlerin birbirini bulması gibi durumlarda etkili olan, hormon yapısındaki maddeler) ise bilgileri diğer bireylere vücut dışında taşırlar. Omurgalılarda hormon olarak görev yapan 3 sınıf molekül vardır; Yağda eriyebilen steroid kaynaklı steroid hormonlar, suda eriyen protein yapılı hormonlar ve amino asitlerden türeyen aminler. Az sayıda glikoprotein yapılı hormonlar da bulunabilir. Bu moleküllerle işaretleşme 3 anahtar olayı içerir; kabul veya alma, sinyal transdüksiyonu (sinyal dönüşümü) ve tepki (Anonim, 2010b).

Dolayısıyla endokrin sistemi oldukça geniştir ve sindirim, metabolizma, büyüme ve gelişme gibi birçok fizyolojik olayı düzenler ve endokrin sistemi merkezi sinir sistemi ile bir bütünlük oluşturan nöroendokrin sisteminden (hipotalamusun sinir hücreleri tarafından salgılanan hormonlarla hipofiz bezinin hormon salgılamasının düzenlenmesinin sağlandığı hipotalamus-Ön beyin alt bölgesi olup bazı organ ve bezlerin çalışmasını düzenleyen kısmı- ve hipofiz sistemi) ayrılmaz (Karayücel, 2010).

Balıklarda bu salgı bezlerinin yerleri türlere göre farklılıklar gösterdikleri gibi, memeli hayvanlardaki endokrin sisteminden de farklılık gösterirler. Bu farklılık balıklar ile memeli hayvanların vücut sistemlerindeki farklılıktan gelmektedir.

Bu bezlerden pituitary memeli hayvanlarda olduğu gibi, balıklarda çok önemli görevleri üstlenmişlerdir. Balıklardaki pituitary hormonları iki gruba ayrılırlar. 1. gruba girenler diğer endokrin bezlerini karşılıklı kontrol ederler. 2. gruba girenler, hücrelerin enzim yapma işlemini kontrol ederler. 1. grupta bulunanlar pro veya meso-adenohypophysis'den salgılanan thyrotropic ve gonadotropic hormonlardır. 2. grupta bulunanlar ise melanophorları etkileyen hormonlardır.

Endokrin sistem ve buna bağlı bezlerin ve salgılandıkları hormonlar, memeli hayvanlarda olduğu gibi, balıklarda da önemli görevlere sahiptir. Örneğin idrarın dışarı atılışı ve tuz dengesinin sağlanması endokrin salgısıyla olmaktadır (Çelikkale, 2003). Tablo 2.3.1 ve 2.3.2'de balıklarda endokrin sisteminin salgılanma yerleri, salgı maddeleri, kökenleri ve görevleri verilmiştir.

Tablo.2.3.1. Balıklarda endokrin sisteminin salgılanma yerleri, salgı maddeleri ve kökenleri (Baran ve Timur, 1982)

Salgı bezi	Yeri	Embryonik kökeni	Salgı maddesi	Görevi
Pituitary	Beyin kaidesi	Ektoderm ve Mezoderm	Prolactin FSH,LH,ACTH	Troid salgısının kontrolü, Gonad hormonlarının kontrolü, metabolik etki
Thyroid	Ventral aort boyunca uzanır	Endoderm	Thyroid hormonu	Metabolizmanın kontrolü, osmoregülasyon
Ultimobranchial bezler	Yemek borusunun ventral duvarında	Endoderm	kalsitonin	Kalsiyum metabolizması
Böbrek üstü bezi	Dorsalde böbrekler boyunca uzanır	Mezoderm	Epinephrin	Pigment granüllerinin melanophorlar içinde toplanmasını ve kan basıncını ayarlar.
Adrenal korrikal doku	Böbreklerin hematopoetik kısmı içerisinde 1-3sıralı hücreler halinde ana venalar boyunca uzanır	Mezoderm	Adreno corticol steroidler	Depo edilmiş yağların kullanımı, karbonhidrat metabolizması, su metabolizması, elektrik metabolizması
Langerhans adacıkları	Pankreasın hematopoetik kısmında bulunur.	Mezoderm	İnsulin	Karbonhidrat metabolizması.

Tablo. 2.3.1. devamı

Seks bezleri	Vücut boşluğu	Erkelerde androjenler, dişilerde estrogenler	İkinci dişilik karakterinin oluşumu, üreme davranımı, gametlerin olgunlaşması	
Corpuscles	Böbreklerin içerisinde yer alır.	Endoderm ve mezoderm	Pankreozimin	Pankreas salgısının uyarılışı ve kalsiyum metabolizması

Tablo. 2.3.2. Balıklarda endokrin organlarının görevleri (Baran ve Timur, 1982'den)

Bez	Yerleşme yeri	Endokrin görevi ile ilgili kanıtlar
Thymus	Dorsalde solungaç kemeri	Büyüme
Pineal body	Diencephalon	Melanophor aktivitesi
Pseudobranch	Hyoid üzeri	Klor tuzlarının dengesi
Urohypophysis	Kuyruk ve spinal cord sonu	Su ve iyon metabolizması, sodyum değişimi, gaz metabolizması

2.3.1 Endokrin Sistemini Bozucu Kimyasal Maddeler

Endokrin bozucu kimyasal maddeler (EDC), 1962'de biyolog Rachel Carson'ın 'Silent Spring' isimli kitabında kimyasal maddelerin kuşlar üzerindeki zararlı etkileriyle ilgili incelemelerini yayınlamasıyla gündeme gelmiştir (Çetinkaya, 2009). Sullivan ve Barlow (1979), çevredeki kimyasal maddelerin fetüs ve insanlar üzerindeki zararlı etkilerini bildirmişlerdir. Finkelstein ve ark. (1988), 'Bir Cenaze Hazırlayıcısının Gizemi' başlıklı makalelerinde, 50 yaşındaki bir cenaze hazırlayıcısı erkekte; tedrici libido kaybı, testislerde küçülme, sakal büyümesinde yavaşlama ve jinekomasti şikâyetlerinin EDC'ler ile ilişkili olduğunu saptamışlardır. Hasta serumunda, bilinmeyen bir maddenin radyoaktif işaretlenmiş östrojen ile yer değiştirdiği ve maddenin kaynağının devamlı kullanılan mumya kremi olduğu saptanmıştır. Kremle kullanımı kesilince, şikâyetler düzelmiştir. Colborn (1993) tıbbi açıdan, çevredeki kimyasal maddelerin endokrin sistem üzerine etkilerini vurgulamıştır.

İnsan vücudunda ölçülebilen kimyasal maddelerin sayısı arttıkça ve bu kimyasalların endokrin sistem, üreme sistemi, sinir sistemi, immünolojik işlevler ve bu konunun en son noktasında yer alan karsinogenezis üzerine etkileriyle ilgili gözlem ve yayınlar çoğaldıkça; konu Birleşmiş Milletler'in, Dünya Sağlık Örgütü'nün ve hükümetlerin de gündemine girmiştir (Çetinkaya, 2009).

14 Mart 1997'de Birleşmiş Milletler Çevre ve Kalkınma Toplantısı'nda endokrin bozucular ele alınmıştır. Bu toplantıda insan vücudunda ölçülebilen en az 500 kimyasal maddenin taşındığı, bu maddelerin 1920'den önce insan kimyasının bir parçası olmadığı, son 20 yılda doğan bebeklerin anne rahminde bu maddelerle karşılaştıkları bildirilmiştir. Başta Amerika olmak üzere pek çok ülke hükümeti, 'Çevre ve Doğal Kaynaklar Komiteleri' kurarak, endokrin bozucularla ilgili araştırmalar başlatmış ve stratejiler geliştirmişlerdir. Türkiye için endokrin bozucular son yıllarda gündeme gelmiştir. 2003 yılında Büyükgebiz ve ark., 'Yöresel Çilek Festivali' sırasında, büyük ve düzensiz şekilli çilek tüketen ve erken yaşta meme gelişimi, gösteren üç vaka bildirmişler ve çilek büyütücü maddelerin meme gelişimi yapabileceğine dikkat çekmişlerdir (Çetinkaya, 2009).

Endokrin bozucu tanım olarak bir organizmada veya onun gelecekteki neslinde endokrin sistemin çalışmasını değiştirerek, sağlık sorunlarına neden olan dışardan alınan ekzojen madde veya madde karışımlarıdır (Çetinkaya, 2009).

Bu maddeler, hormonların üretim, salınım, bağlanma, taşınma, aktivite, yıkım ve vücuttan atılımları üzerine etki etmektedirler ve organizmada homeostaz, üreme, gelişme ve davranışların devamlılığında sorumlu hormonların sentezi, salınımı, taşınımı, reseptör ile etkileşimi eliminasyonunda interferans yaratarak ortaya çıkmaktadırlar (Ören, 2009). Doğada doğal olarak bulunabildiği gibi değişik sentetik ve endüstriyel ürünlerin içerisinde de yer almaktadırlar. Endokrin bozucular, endokrin sistem tarafından sentezlenen endojen kimyasalların aktivitelerini bir şekilde taklit ettikleri, blokladıkları ya da değiştirdikleri için özel ilgi konusudurlar. Diğer birçok organın yanında, özellikle üriner sistemi ve tiroid bezlerini etkilemektedirler. Endokrin bozucu kimyasallar östrojen ve androjen reseptörleri ile reaksiyona girip, endojen hormonların agonist ya da antagonistleri olarak etki gösterebilirler (Anonim, 2008a). EDC'ler; plastiklerde, deterjanlarda, böcek ilaçlarında ve endüstriyel kimyasallarda bulunmaktadırlar. Bunların bazıları çevrede kalır, bazıları kalmaz. Bazıları lipofiliktir ve yağ dokusunda birikir ve süte salınır, bazıları sadece kısa bir zaman için, ama gelişimin kritik bir periyodu sırasında rol alır. Endokrin bozucular üreme sistemini etkiler ve oligospermi, sperm yapısında anormallik, testiküler steroidogenezde bozukluklar, testiküler atrofi, uterus boyutlarında artış ve erken ergenlikten sorumlu olabilir (Çetinkaya, 2009).

Endokrin bozucu kimyasallar özellikle omurgalı hayvanların hipotalamik-hipofiz, gonadal eksenini üzerinde etki oluştururlar (Ankley ve Johnson, 2004). Bu maddeler hormon benzeri olduğundan canlıların normal fizyolojilerinde hormonal bozukluklara neden olmaktadır. Balıkların cinsiyetleri hormonlarla çok kolay değiştirilebildiğinden östrojenik etkiye sahip maddelerin balık popülasyonlarının devamı ve korunması için ciddi bir tehlike yaratabileceği düşünülmektedir (İşcan ve ark., 2001).

Özellikle EDC'lerin son yıllarda gelişmiş ülkelerde gündeme gelmesinin en büyük nedeni ürkütücü sonuçlar ortaya koyan bazı bilimsel çalışmalardır. Vücuda alındığında doğal hormonları taklit edip üreme sistemini bozan EDC'lerin doğadaki birçok hayvan türlerinde (bazı balıklarda, kuşlarda, memelilerde, ve timsahlarda) cinsiyet bozuklukları, cinsiyetsiz doğumlar, sperm sayılarında azalmalar, erkek organizmalarda dişilik, dişi organizmalarda da erkeklik özelliklerini artırdığı tespit edilmiştir. Bu bilimsel tespitler toplumları ve özellikle de medyaları harekete geçirmiş ve gelişmiş ülkelerde EDC ve antibiyotiklerin hangi doğal sularda ve içme suyu

kaynaklarında ne miktarlarda bulunduğunun tespiti için detaylı çalışmalar yapılmaya başlanmıştır (USEPA, 1997; USEPA, 1988; NRC, 2000 USEPA, 2001). Ayrıca, bu kimyasalların organizmaya alındıktan sonra endokrin sistemine kronik veya akut etkilerinin tayini gibi birçok araştırmalar da toksikologlar, ekologlar, biyokimyacılar ve tıp uzmanları tarafından yapılmaktadır.

Endokrin sistemini bozucu etkiye sahip kimyasallar aşağıdaki gibi sıralanabilir:

- Doğal östrojenler
- Sentetik östrojenler
- Hormonlar, metabolitler
- Organoklorlu pestisitler
- Fitalatlar
- Fenoller
- Dioksinler, poliklorlu bifeniller
- Halojenleşmiş aromatik hidrokarbonlar
- Çok halkalı hidrokarbonlar
- Alkilfenoller
- Alkifenol etoksilotlar
- Fekalsteroidler
- Antidepresanlar
- Tributiltin (TBT)
- Kadmiyum, alüminyum ve kurşun gibi bazı ağır metaller, doğada doğal olarak bulunabildiği gibi değişik sentetik ve endüstriyel ürünlerin içerisinde de yer almaktadırlar (Tablo 2.3.1.1.).

Tablo.2.3.1.1. Endokrin bozucular (Anonim, 2008a)

Fitoöstrojenler	Daidzein, Genistein, Formononetin, Biokanin–A, Prunetin, Pratensein, Glisetein, Ekuol, Desmetilangoleston, Enterolakton, Enterodiol, Matairesinol, Zearalanon
Organohalojenler	Dioksinler, Furanlar, Poliklorine bifeniller, Hekzaklorobenzen, Pentaklorofenol
Pestisitler	BBDH (2,4-diklorofenoksi asetik asit [2,4-D]), 4-Klorometoksi asetik asit, Klormekuat), Alaklor, Aldikarb, Amitrol, Atrazin, Benomil, Karbaril, Klordan, diklorodifeniltrikloroetan ve metabolitleri, Endosulfan, Etilparation, Heptaklor, Kepon, Ketokonazol, Lindan, Malation, Trifluralin, Vinklozolin, Metoksiklor
Fitalatlar	Di-etilheksil fitalat, Butil benzil fitalat, Di-n-butil fitalat, Di-n-fenil fitalat, Di-heksil fitalat, Di-propil fitalat, Dikloroheksil fitalat, Dietil fitalat
Ağır Metaller	Arsenik, Kadmiyum, Uranyum, Kurflun, Civa
İlaçlar	Doğum kontrol hapları, Dietilstilbestrol, Simetidin
Diğerleri	Bisfenol A, B ve F, Etan dimetan, Sulfonat, Metanol, Benzofenol, N-butil benzen, 4-nitrotoluen, 2,4-diklorofenol

Endokrin sistemini bozucu kimyasallar kendi aralarında yapay endokrin bozucular ve doğal endokrin bozucular olarak 2 ana grup altında toplanmaktadır.

2.3.1.1. Yapay Endokrin Bozucular

Endüstride, tarımda ve evde kullanılan değişik ürünlerin içinde bulunurlar. Bu maddelerin çoğunun yağda eriyerek yağ dokusunda birikerek veya yıkılıp zararsız hale getirilmeleri işlemi zor olduğu için vücutta uzun süre kalıp zararlı etkiler bulunabilmektedir.

Endokrin bozucuların oluşturacağı olumsuz etkide maruz kalınan doz ve etkilenme süresi de ortaya çıkacak etki için önemli faktörlerdendir. Etkilenme süresi uzadıkça veya doz arttıkça oluşabilecek olumsuz etki daha da şiddetli olabilmektedir. Endokrin bozucular, her zaman aynı etkiye neden olmamaktadır. Örneğin düşük dozda östrojen reseptörlerine bağlanarak etki gösteren bir bozucu, yüksek dozda ise androjen reseptörlerine bağlanarak antiandrojenik etki gösterebilir (Anonim, 2008a). Yapay endokrin bozucuları sıralamak gerekirse:

- Dioksinler ve Furanlar
- Ağır metaller
- Pestisitler
- Fenol türevleri
- Poliklorina bifeniller (PCB)
- Fitalatlar
- Tributyltin (TBT) olarak sıralanmaktadır (Darendeliler, 2009).

2.3.1.1.1. Dioksinler ve Furanlar

Dioksin ve furanlar, genellikle yanma prosesleri sonucunda oluşan, hem gaz hem de partikül halde olabilen, düşük konsantrasyonlarda bile toksik olan kirleticilerdir (Güneş ve Ertürk, 2009). Dioksinler, oksijence fakir ortamda, klorlu bileşenlerin ısıtılmasıyla elde edilir. Çoğu dioksin az oksijen içeren ortamlarda, klor varlığında organik maddelerin yanması ile oluşur, oksijenin yeterli olduğu ve doğru yanma sıcaklığının olduğu ortamlarda oluşmaz. Poliklorlanmış dioksin ve furan izomerleri çok yüksek toksisiteye sahip bileşiklerdir. Dioksinler vücuda gıdalarla girer ve vücut yağında depolanarak ve uzun bir süre orada kalır. Bu da kronik olarak maruz kalmaya, yani çok uzun sürede sorunlara yol açabilir. Sadece dioksin serbest olarak ve fazla miktarlarda alınırsa etkileri direkt olarak belirlenebilir ve bu etkiler klor aknesi ve karaciğer

hasarıyla sonuçlanmaktadır. Bu bileşikler özellikle hayvansal yağ içeren gıdalarda önemli kirlilik etmenidirler. Dioksin ve furan izomerleriyle en fazla kirlenen gıda kaynakları deniz ürünleri ve yüksek oranda yağ içeren et/et ürünleri ile süt/süt ürünleridir. Balık ve diğer hayvansal orjinli gıdalardan gelen dioksin ve furan izomerlerine bakıldığında, balık örneklerinin en yüksek düzeylerde bu toksik bileşenleri içerdği ve insanlara gıda yoluyla geçişin en önemli ayağı olduğu görülür (Vural, 1995).

Dioksin ve furan gibi kimyasalların başlıca kaynakları dört ana grup altında toplanabilir:

1- Yanma esnasında oluşan dioksin: Özellikle evsel katı atıklar ve artıkların yakılması, demir-çelik sanayinde cevherin işlenmesi ve eritilmesi sırasında kullanılan yüksek sıcaklık, kömür, odun ve petrol ürünlerinin yakılması.

2- Kimyasal üretim ve işleme sırasında oluşan dioksin: Dioksin benzeri yan ürünler klorlu fenoller, poliklorlu bifeniller, fenoksi grubu herbisitler yurdumuzda yaygın olarak klorlu benzenler gibi birçok kimyasal maddenin üretimi esnasında oluşabilir.

3- Endüstriyel ve evsel atıkların işlenmesi sırasında oluşan dioksin: Dioksin benzeri yan ürünler doğal olarak oluşan fenolik bileşiklerin klorlanması esnasında oluşabilir.

4- Su depolama alanlarındaki dioksin: Dioksin grubu kimyasallar suda iyi çözünemedikleri ve kalıcı oldukları için, toprakta, sedimentte ve organik maddelerde birikebilirler. Su kaynaklarını kirleten bu maddeler daha sonra taşınarak başkaca su kaynaklarına kolayca bulaşabilir, ancak genelde bu bulaşma etkisi çok yaygın değildir ve bölgesel etkisini gösterir.

2.3.1.1.2. Ağır Metaller

Ağır metaller yer kabuğunda doğal olarak bulunan bileşiklerdir. Bozulmaz ve yok edilemezler. Küçük bir miktara kadar vücudumuza gıdalar, içme suyu ve hava yolu ile girerler. Ağır metaller su kaynaklarına, endüstriyel atıklar veya asit yağmurlarının toprağı ve dolayısı ile bileşimde bulunan ağır metalleri çözmesi ve çözünen ağır metallerin ırmak, göl ve yeraltı sularına ulaşmasıyla geçerler (Kahvecioğlu ve ark, 2008).

Ağır metaller biyolojik proseslere katılma derecelerine göre yaşamsal ve yaşamsal olmayan olarak sınıflandırılırlar. Yaşamsal olarak tanımlananların organizma

yapısında belirli bir konsantrasyonda bulunmaları gereklidir ve bu metaller biyolojik reaksiyonlara katıldıklarından dolayı düzenli olarak besinler yoluyla alınmaları zorunludur. Örneğin bakır hayvanlarda ve insanlarda kırmızı kan hücrelerinin ve birçok oksidasyon ve redüksiyon prosesinin vazgeçilmez parçasıdır. Buna karşın yaşamsal olmayan ağır metaller çok düşük konsantrasyonda dahi psikolojik yapıyı etkileyerek sağlık problemlerine yol açabilmektedirler. Bu gruba en iyi örnek kükürtlü enzimlere bağlanan cıvadır. Bir ağır metalin yaşamsal olup olmadığı dikkate alınan organizmaya da bağlıdır. Örneğin nikel bitkiler açısından toksik etki gösterirken, hayvanlarda iz element olarak bulunması gerekir (Kahvecioğlu ve ark., 2008).

Balıklarda görülen ağır metal zehirlenmelerinde bakır, solungaç yüzeylerinde çözünmeyen organometalik bileşikler oluşturur. Başka bir görüşe göre solungaçlar içindeki proteinler kimyasal bozunmaya uğrar. Ayrıca bakırın, deniz balıklarının kan ve dokularında toplandığı gözlenmiştir. Ağır metaller solungaç üzerine çökerler ve salgıyı pıhtılaştırırlar, böylece oksijen alınma zorlaşır (Anonim, 2010a).

2.3.1.1.3. Pestisitler

Zararlı organizmaları engellemek, kontrol altına almak, ya da zararlarını azaltmak için kullanılan madde ya da maddelerden oluşan karışımlardır. Pestisit, kimyasal bir madde, virüs ya da bakteri gibi biyolojik bir ajan, antimikrobik, dezenfektan ya da herhangi bir araç olabilir. Zararlı organizmalar, insanların besin kaynaklarına zarar veren, hastalık yayan böcekler, bitki patojenleri, yabani otlar, yumuşakçalar, kuşlar, memeliler, balıklar, solucanlar ve mikroplar olabilir. Pestisit canlılar üzerindeki etkisi fetal yaşamdan itibaren başlamaktadır. Bu ilaçlar plasentadan fetüse geçmekte ve bunu sonucu olarak düşükler, hiperpigmente ve hiperkeratitik çocuk doğumları görülmektedir. Yapılan hayvan deneylerinde ise radyoaktif olarak işaretlenip anneye verilen pestisit 5 saat sonra plasentadan fetüse geçtiği ve fetüsün göz, sinir sistemi ve karaciğerine yerleştiği gözlemlendiği bildirilmiştir (Anonim, 2010a).

Tarım ile uğraşan ve pestisite maruz kalan insanlarda yapılan çalışmalarda bu bireylerde yapısal ve sayısal kromozom anomalileri ile kardeş kromatid değişimler, genetik hasarın yanısıra karaciğer, böbrek ve kaslarda bozukluklar görüldüğü bildirilmiştir (Anonim, 2009a).

Pestisitlerin balıklara etkileri farklı şekillerde görülür. Balık popülasyonlarında letaliteye neden olmakla birlikte yumurta bırakmayı ve üremeyi durdurarak etkili olabilmektedirler. Ayrıca dokularda meydana getirdikleri hasarlar ile balıklarda duyarlılığa yol açarak balıkların mevsimlik ısı değişimlerinden ve geçici açlıktan gereğinden fazla etkilenmesine neden olduğu belirtilmiştir (Öztürk, 2009).

2.3.1.1.4. Fenol Türevleri

Endüstriyel kaynaklı pek çok ürün doğada yaygın olarak bulunan fenol miktarının artmasına neden olmaktadır. Fenol ve türevleri sentetik reçine, plastik, biyosid, dezenfektan, boya, antioksidan, patlayıcı ve fotoğrafçılıkta kullanılan bazı kimyasalların üretiminde kullanılırlar. Bu maddeler tarımda kullanıldıkları için doğaya girip birikmektedirler. Ayrıca, kazara olan dökülmeler, depolama tanklarının uygun bir şekilde temizlenmemesi, pestisitlerin gömüldüğü yerlerden sızmalar ve üretim yerlerindeki atıkların deşarj edilmesi de kirlenme nedenleri arasında bulunmaktadır. Fenoller ve aromatik aminlerin endüstriyel atık sulardan uzaklaştırılmasında aktif karbonla adsorpsiyon, yakma, ultraviyole ışınla muamele ve kimyasal oksidasyon gibi yöntemler kullanılmaktadır. Fabrika içerisinde bu bileşiklerin karıştığı atık su proseslerinin belirlenip diğer atık sulara karışmadan muamele edilip edilemeyeceğinin belirlenmesi önemlidir (Anonim, 2009a).

Bu bileşiklerin sulara karışması ve ağız yoluyla alınması sonucu, beyin ve dolaşım sisteminde bozukluklar, böbrek yetersizliği, yutak ve boğazda şiddetli yanma, susama, bulantı, kusma, mide kanaması, idrarda azalma, kaslarda kramplar, şok, solunum durması gibi etkilere sebep olmaktadır (Anonim, 2009a).

2.3.1.1.5. Poliklorina Bifeniller (PCBs)

PCB'ler bozunmaya karşı oldukça dirençli oldukları için çevrede uzun süre kalma eğilimi göstermektedirler. Suda çözünmezken, yağda çözünürlükleri çok yüksek olduğu için canlı organizmaların yağ dokularında birikirler. Çevre üzerindeki olumsuz etkileri kuş ve deniz memelileri üzerinde yapılan çalışmalarla ortaya konmuştur. PCB'ler organizmalarda özellikle yağ içeren dokularında birikim yapma ve karasal ve sudaki besin zincirleri boyunca aktarılma eğilimine sahiptir. Özellikle kuş ve deniz memelilerinin üreme sistemi üzerinde olumsuz etkileri olduğu saptanmıştır. Bu

özelliklerinden dolayı PCB'ler insan ve çevre sağlığı üzerinde bazı olumsuz etkilere neden olmaktadır. İş yerlerinde PCB'ye maruz kalan işçiler ve genel olarak halkın bu maddelere maruziyetleri ve bunların sağlık üzerindeki etkileri pek çok bilim adamı tarafından yapılan çalışmalarla ortaya konmuştur. Eğer yüksek miktarda maruziyet söz konusu ise özellikle cilt üzerinde kızarıklıklar, lekeler ve akneler meydana gelmektedir. İşçiler üzerinde yapılan çalışmalar PCB'nin akciğerler, burun ve diğer solunum organlarında tahriş, karaciğerde hasarlara ve depresyona neden olduğunu ortaya koymuştur (Anonim, 2009a).

2.3.1.1.6. Fitalatlar

Fitalatlar, karbon, hidrojen, oksijenden oluşan ve yumuşatılması için PVC'ye (polivinil klorür) ilave edilen organik bileşikler olup bunlar yer karoları, streç filmler, boyalar, duş perdeleri çocuk oyuncakları tişört baskıları, yapay deriler, saç spreyleri, ojeler ve parfümlerde de kullanılmakta ve bu yolla da çevremize karışmaktadır.

Plastiklerin yumuşatılmasında kullanılan fitalat bileşiklerinin kanser, böbrek ve karaciğer bozuklukları, cinsel gelişim problemleri, hormon yapısı, metabolizma ve büyüme düzensizlikleri gibi sağlık üzerinde birçok olumsuz etkisi bulunmaktadır (Seyran, 2008).

2.3.1.1.7. Tribütülin (TBT)

TBT 1970'lerden beri çürüme önleyici boyalarda kullanılmakta olan etkili bir biosittir. Gemi ve teknelerin dış yalıtımında, balık ağlarında, balık çiftliklerinde anti-fouling madde olarak 1970' li yıllardan beri kullanılan ve gemi sökümü sırasında suya, toprağa karışan balık, midye ile diğer deniz canlılarında yoğun olarak biriken bu maddeler aynı zamanda tekstil sanayilerinde de kullanılmaktadır. TBT midye gibi deniz canlılarının gemi yüzeyinde çoğalmalarını önlemek amacıyla geminin su çizgisinin altına sürülen koruyucu boyalardan yayılmaktadır (Anonim, 2009b).

TBT su ekosistemlerinde bulunan en zehirli bileşiklerden biri olarak kabul edilmektedir. Deniz canlılarına etkileri ölümcül olduğunu bildirilmiştir (Anonim, 2008b).

İnsan sağlığına düşük dozlarda bile zarar verebildiği için sanayileşmiş ülkelerde TBT içeren çürüme önleyici boyaların zararlarından işçileri korumak için yasal

düzenlemeler getirilmiştir. TBT içeren boyalarla teması gerektiren işlerde deri, göz ve akciğerlerin korunması zorunlu kılınmıştır (Anonim, 2009a).

LONDRA - Dünya Vahşi Yaşam Fonu (WWF), gemi boyalarında kullanılan zehirli kimyasalların denizlerdeki birçok canlıyı ölüm tehlikesiyle karşı karşıya bıraktığını belirterek, dünyadaki denizcilik yetkililerini bunların yasaklanması konusunda uyarmıştır.

Bir çevre baskı örgütü olan WWF, TBT olarak adlandırılan bu kimyasallar yüzünden ABD sahillerindeki susamurlarının, Atlantik ve Pasifik okyanuslarındaki balinaların, denizaslanlarının, su kuşlarının ve balıkların ölüm tehlikesi içinde bulunduğunu bildirmiştir. WWF yetkilisi Sian Pullen, deniz canlılarının bundan kurtarılmasının tek yolunun, 2001'e kadar bu tür boyaların kullanımının yasaklanması ve 'çevre dostu alternatiflerin' bulunması olduğunu söylemiştir (Anonim,2009a).

TBT deniz midyelerinin endokrin sistemini tahrip etmekte ve deniz yılanlarının dişilerinde erkek özelliklerinin ortaya çıkmasına yol açmaktadır. TBT aynı zamanda canlıların bağışıklık sistemini de zayıflatmaktadır. Deniz suyunda çok az miktarda TBT'ye maruz bırakılan midyelerin kabuklarında deformasyonlar olduğu bildirilmiştir (Anonim, 2009a).

2.3.2. Doğal Endokrin Bozucular

Yarı ömürleri kısa oldukları ve dokularda birikmeden kolaylıkla vücuttan atıldıkları için genellikle önemli yan etkileri oluşturmayan bozuculardır. Bu maddeler, dişi ve erkek cinsiyet gelişiminden sorumlu östrojen, testosteron gibi doğal hormon yapısındaki maddelerdir. Bunlardan en iyi bilineni fitoöstrojenlerdir. Fitoöstrojenler, vücutta üretilen östrojenlere göre daha zayıf etki gösterirler ve günlük hayatta sık olarak tüketilen besinlerde bulunurlar. Ancak fitoöstrojenler, yoğun ve çok miktarlarda alınmaları sonucunda belirgin etkiye neden olurlar. Doğal hormon yapısında olduklarından, kolayca yıkılır, depolanmazlar (Çetinkaya, 2009).

Doğal endokrin bozucuları sıralamak gerekirse:

- Sentetik Estrojenler
- Fitoestrojenler

2.3.2.1. Sentetik östrojenler

Estrojenler dişi eşeş hormonlarının büyüme ve gelişimi ile sekonder eşeş özelliklerinin sürdürülmesini sağlarlar. Bazı kadınlarda estrojen düzeyleri azalmaya başladığında rahatsız edici vazomotor semptomlar, ruhsal değişiklikler ve ürogenital atrofi görülür. Sentetik estrojenlerin temel kullanım alanları kontrasepsiyon ve kadın üreme kanalında endotelial bütünlüğün sürdürülmesidir (Sevin ve ark., 2005).

Sentetik estrojenler kadınlarda, hormon yetersizliği veya düzensiz salgılanmasından kaynaklanan hastalıkların tedavisinde doğrudan doğruya veya androjenlerle birlikte menopoz dönemi sıkıntılarının giderilmesinde, androjenlerle birlikte doğum sonrası ağrılı meme şişmelerinde, laktasyon bastırıcı, rahim kanamaları, meme kanserinde kullanılmaktadır. Erkeklerde ise prostat kanserinde kullanılır fakat iyileştirici etkisi yoktur, sadece hastayı rahatlatır (Sevin ve ark., 2005).

2.3.2.2. Fitoöstrojenler

Fitoöstrojenlerin en önemli biyolojik potansiyelleri, östrojenik ve antiöstrojenik aktiviteye sahip olmalarıdır. Fitoöstrojenlerin östrojenik etkileri, ilk olarak 1946 yılında Batı Avusturalya'da, izoflavonca zengin bir çeşit yonca (*Trifolium subterraneum*) ile beslenen koyunlarda üreme bozukluğunun geliştiğinin farkedilmesi ile anlaşılmıştır. Benzer etkiler 2. Dünya Savaşının sonlarına doğru, yaşanan besin kıtlığı nedeniyle, lale soğanlarını gıda olarak tüketen Almanlarda da kaydedilmiş; bir çok kadında menstrual bozukluklar gözlenmiştir (Büyüktüncer ve Başaran, 2005).

Fitoöstrojenler, insan vücudunda östrojene benzer biyoaktivite gösteren, doğall olarak oluşan steroidal olmayan bitkisel kökenli maddelerdir. Fitoöstrojenlerin en yaygın ve önemli iki grubu izoflavon ve lignan'lardır. Aynı zamanda izoflavonlar ve lignanlar güçlü antioksidantlardır. LDL (kötü kolesterolün) oksitlenmesini azaltır. Vücudun antioksidan enzimlerini aktive eder. Her iki fitoöstrojenin kalp ve damar

koruyucu fonksiyonu çok sayıda bilimsel araştırma ile kesinleşmiştir (Ünsal ve Sarıyar, 2008).

3. LİTERATÜR ÖZETİ

Duydu (1993), organokalay bileşiklerinin gemi gövdelerinin boyanmasında kullanılan boyalara ilave edilmesiyle oluşan çevre problemlerini araştırdığı çalışmada, deniz trafiğinin yoğun olduğu bölgelerde yüksek TBT konsantrasyonları nedeniyle önemli deniz ürünleri olan istiridye (*Crossostrea gigas*) ve midyelerde (*Mytilus galloprovincialis*) deformasyonların gözlemlendiğini belirlemiştir. Ayrıca yat limanlarındaki TBT konsantrasyonları mevsimlere göre incelenmiş ve özellikle yaz aylarında kış aylarına göre %60 oranında daha yüksek değerler elde edildiğini (646 ng l⁻¹) bildirmiştir. Yapılan araştırmalarda 0.16 gl⁻¹ TBT konsantrasyonunun *C.gigas*'ın büyümesini engellediği ve 1,6 gl⁻¹ lik TBT konsantrasyonunun da büyümeyi durdurduğunu bildirmiştir.

McAllister ve Kime (2003) tarafından yapılan bir çalışmada, zebra balıklarında (*Danio rerio*) farklı dozajda TBT'nin (0.1-100ng l⁻¹) farklı sürelerde (30, 60 ve 70 gün) kullanımının sperm sayısını azalttığını ve erkekleştirme oranını (%65) arttırdığı bildirilmiştir.

Shimasaki ve ark. (2006), japon mezigit balığının (*Sillago japonica*) üremesi üzerine 30 gün süresince TBT'nin (2, 20, 200µg/g) etkisini araştırdıkları çalışmada, bu balığın larvalarında 200µg/g TBT kullanımının kontrol grubu ile karşılaştırıldığında, yüzen yumurta oranını, yaşayabilir yumurtadan çıkan larva oranını ve toplam yaşayabilir larva sayısını azalttığını, ayrıca 200µg/g TBT uygulanan grupta, kontrol, 2 ve 20µg/g TBT uygulanan gruplara göre deformasyon oranının 3 kat arttığı bildirilmiştir.

Nakayama ve ark. (2004) TBT'ye maruz bırakılan erkek medaka (*Oryzias latipes*) balığında seksüel davranış ve dölleme başarısını araştırdıkları çalışmalarında, kontrol grubuna karşı TBT, PCB (Poliklorlu bifenil) ve TBT + PCB karışımı kullanmışlar, sadece PCB kullanılan grupta herhangi bir olumsuzluk tespit edilmemişken, TBT ve TBT+PCB karışımı kullanılan gruplardaki balıklarda seksüel davranış ve üremenin etkilendiğini bildirmişlerdir.

Uluslararası Kanseri Araştırması Ajansı tarafından yapılan çalışmalar neticesinde, dioksinin insanlarda kansere neden olduğu tespit edilmiştir. Araştırma sonuçlarına göre, dioksin kanser yapmasının yanında, sinir, bağışıklık ve üreme sistemlerine zarar verebildiği, doğmamış bebeklerde bozuk oluşumlara ve sakatlıklara sebep olabildiği bildirilmiştir (Kılıç ve Askın, 2006).

Arıkan ve ark. (2009) hayvanlar üzerinde yapılan çalışmalarda, çok düşük miktarlardaki dioksinlerin bile oldukça toksik etki gösterdiklerini tespit etmişlerdir. En toksik dioksin olarak rapor edilen 2,3,7,8-tetraklorodibenzo-p-dioksin, hücre sitoplazmasında reseptör proteinlere bağlanarak kompleks oluşturduğunu ve sonuçta oluşan bu kompleksin çekirdek DNA (Deoksi Ribo Nükleik Asit)'sına bağlanarak protein sentezinin durmasına sebep olduğunu bildirmişlerdir. Ayrıca dioksinlerin DNA mutasyonuna sebep olan aril hidrokarbon (Arh) reseptörlerini aktive ederek insanlarda kanser gibi birçok olumsuz etkilere neden olduğu da bildirilmiştir.

Seyran ve Erişir (2008), PCB'nin sağlık üzerine etkilerini inceledikleri araştırmalarında, insanlar da dahil olmak üzere yeryüzündeki her canlıya taşındığı bildirilen bu çevre kirletici ajanların bağışıklık sistemi baskılayıcı, endokrin sistemi bozucu, nörotoksik (sinir sistemi üzerinde zararlı etkisi olan zehirli maddeler), kanserojenik (kansere etkisi olan), teratojenik (doğumsal oluşum bozukluklarına neden olan etken) etkilerinin olduğu ve davranış bozukluğuna sebep olduğunun saptandığını bildirmişlerdir.

ABD'de çevre koruma konusunda çalışan bir sivil toplum kuruluşu tarafından yapılan çalışmada, çevre kirliliğinin her geçen gün arttığını ve bunun sonucu olarak Washington'daki Potomac nehrinin kirli sularının balıkların cinsiyetinde değişikliğe neden olduğu ve bu kirlilik seviyesinin insan sağlığı üzerinde de etkisi olabileceği bildirilmiştir (Anonim, 2010a).

Fırat (2007), Nil tilapyasında (*Oreochromis niloticus'ta*) metal [çinko (Zn), kadmiyum (Cd)] ve metal karışımının (Zn+Cd) kan dokusundaki fizyolojik ve biyokimyasal parametreler üzerine etkisini inceledikleri araştırmada, endüstriyel-evsel atıklar ve diğer kirleticilerin ortama gelişigüzel boşaltılmasının, çevrenin kirlenmesine ve hedef organizmaların fizyolojik ve biyokimyasal aktivitelerinin olumsuz etkilenmesine neden olduğunu tespit etmiştir. Ayrıca Cd'nun balıklarda farklı organ sistemleri üzerinde çeşitli yapısal ve fonksiyonel hasarlara neden olduğunu ve Cd'un biyokimyasal düzeyde DNA, RNA (Ribonükleik asit) ve ribozom sentezini olumsuz etkileyerek, bazı enzim aktivitelerini engelleyerek ozmotik, iyon dengesini bozucu ve immün yanıtlarda değişikliğe neden olarak toksik etki gösterdiğini bildirmiştir.

Şenyiğit ve ark. (2004) yaptıkları bir araştırma sonucu bütün asbest türlerinin akciğer kanseri ve tümör oluşturabildiği ve hayvan inhalasyon (solunum) deneylerinde,

maruz kalınan sürenin uzatılması ve maruz kalınan lif konsantrasyonunun artırılmasının akciğer tümör hızını artırdığını bildirmişlerdir.

Naz (2009) bazı farmasetik maddelerinin (eczacılıkta etken madde) aktif çamur biyokütlesi tarafından adsorblanma (kimyasal maddelerin içinde bulunan su moleküllerinin yüzeye tutunmuş şekli) özelliklerinin incelediği çalışmada, yapay organik kimyasal maddeler içerisinde, genel olarak endokrin veya üreme sistemini bozan kimyasallar, farmasetik maddeler, kişisel kozmetik bakım ürünleri, hormonlar ve antibiyotiklerin metabolizma tarafından kullanıldıktan sonra, kullanılmayan kısmın metabolizma tarafından idrar ve dışkı yoluyla dışarı atıldığını, daha sonra bu atık suların kanalizasyon yoluyla arıtma tesisine ulaştığını ve bu kompleks organiklerin, sentetik ve engelleyici özelliklerinden dolayı doğal mikroorganizmalar tarafından parçalanamamakta, kısmen parçalanmakta ya da kimyasal kararlılıklarından dolayı onlarca yıl doğada değişik fazlarda bulunduğunu belirtmiştir. Arıtma tesisinde biyolojik olarak bozulmayan bu maddelerin alıcı ortamlara verildiğinde, buradan içme sularına karışabildiği, tarım alanlarında kullanılabilirdiği tespit edilmiş ve bu kullanımlar sonucunda toprağa, oradan da yeraltı sularına karışabildiğini bildirmiştir. Bu maddelere maruz kalan insanlarda meme ve prostat kanserinde artış, erkeklerin sperm sayılarında azalma olduğu ve bu sulara maruz kalan organizmalarda da cinsiyet değişimleri görüldüğü bildirilmiştir.

Şahan (2007) farmasetik maddelerin aktif çamur arıtma işleminde abiyotik giderimini incelediği çalışmasında, özellikle EDC'lerin son yıllarda gelişmiş ülkelerde gündeme gelmesinin en büyük nedeninin vücuda alındığında doğal hormonları taklit edip üreme sistemini bozduğunu ve doğadaki birçok hayvan türlerinde (bazı balıklarda, kuşlarda, memelilerde ve timsahlarda) cinsiyet bozuklukları, cinsiyetsiz doğumlar, sperm sayılarında azalmalar, erkek organizmalarda dişilik, dişi organizmalarda da erkeklik özelliklerini artırdığını tespit etmiştir.

EDCs'lerin balıklarda larvaların ve yumurtaların canlı kalma oranlarını azalttığı, bazı EDCs'lerin ise kaplumbağa yavrularında cinsiyet değişimleri yaptığı gözlenmiştir. Aynı zamanda erkek timsahlarda normalden küçük erkeklik organlarının oluştuğu, alabalıklarda ve bazı kabuklu deniz hayvanlarının dişi organizmalarında erkekleşme özellikleri tespit edilmiştir (Şahan,2007).

ABD'nin Kaliforniya Üniversitesi'nden Tyrone Hayes ve ekibinin yaptığı araştırma, atrazin denilen tarım ilacının erkek Afrika pençeli kurbağalarının (*Xenopus*

laevis) cinsiyetinin değişmesine ve onların sadece erkek kurbağa yumurtlayan dişiler haline gelmesine yol ağtığını bildirmiştir. Bilim adamları, 40'ı atrazinli suda yaşayan 80 erkek kurbağa üzerinde yapmış olduğu araştırmada atrazine maruz kalan kurbağalardan %90'ında testesteron seviyesinin dūřuk olduğu, üreme organlarının boyunun küçüldüğünü, ikincil diři cinsel özelliklerinin belirlediğini tespit etmişler ve bunların %10'unun ise tamamen cinsiyet değiştirdiği, erkek kurbağalarla çiftleştiği ve yumurtladığı tespit etmişlerdir (Anonim 2010a).

Jayachandran ve Pugazhendy (2009) atrazine maruz kalan inci kefali (*Labeo rohita*) yavrularının solungaçlarındaki histopatolojik değişiklikler üzerine yapmış olduğu araştırmada, 0.18 mg/l dozajda, 120 saatlik uygulama sonucunda epitel hiperplazi gibi solungaç dokularında histopatolojik değişiklikler, ikinci lamellerde kıvrılma ve klorür hücrelerinde değişikliklere sebep olduğu ve bunun yanı sıra epitel hücrelerinin ve sütun hücrelerinin bozulduğunu tespit etmişlerdir.

Zhang ve ark. (2007), TBT'nin taş balığında (*Sebastiscus marmoratus*) yumurta gelişimine etkisini araştırdığı çalışmada, kullanmış olduğu 1,10,100 ng/l dozajlardan, 1ng/l TBT uygulanan grupta foliküllerin (yumurtalıkta yumurtayı taşıyan içi sıvı dolu kesedir) 3 aşamasının [temel gelişim , embriyonun gelişimini sağlayan yumurta vezikül(hücre içi kese)ve vitellojen (yumurta sarısı için gerekli bezler) oluşumu] gözlendiği 10ng/l TBT grubunda ise vitellojen aşamasının eksik olduğu ve bunun yerine temel gelişim aşama oranının yüksek bulunduğu ve 100 ng/l TBT grubunda ise foliküllerin bütünüyle erken aşamada (temel gelişim aşaması) olduğunu, çalışmada TBT'nin balıklarda yumurtalık gelişimini engellediğini, cinsiyet hormonlarında değişime neden olduğunu bildirmişlerdir.

Short ve Thrower (1986), TBT ile muamele edilen deniz kafeslerinde yetiştirilen chinook salmonların (*Oncorhynchus tshawytscha*) kas dokusunda TBT'nin birikimini araştırdıkları çalışmalarında, 0,28-0,90µg/g (TBT) tespit edilen deniz kafeslerinde 3-19 hafta boyunca yetiştirilen salmonların satış sonucunda dokularında 0,081-0,20µg/g organotin konsantrasyon içerdđi tespit edilmiştir. En yaygın pişirme yöntemlerinin salmon kas dokusundan TBT'nin uzaklaştırılmasında çok az etkili olduğu bildirilmiştir. TBT'nin insan diyetlerine girişinin rapor edildiği ilk çalışma niteliğindedir.

Makita (2007), dişi farelerde (*Mus musculus*) gebelikten doğuma kadar olan sürede 10mg/kg DDE, 2mg/kg TBT ve beraber kullanımının dişilerde anormallik

oluşturmamakla beraber doğan dişi yavrularda gelişim bozukluğuna ve yumurta ağırlığının da düşük olduğunu gösterdiğini bildirmiştir.

Hano ve ark. (2007), medaka'da (*Oryzias latipes*) TBT'nin embriyonik gelişime, kuluçka oranına ve eşeyssel farklılaşmaya etkisini araştırdıkları çalışmada, döllenmeden 8 saat sonra embriyolara her yumurta için 0, 0.16, 0.80, 3.96, 19.2 ve 82.1 ng TBT enjekte etmişlerdir. Yumurtadan çıkan yavruların eşeyssel olgunluğa erişme süresini 60 gün olarak belirlemişlerdir. DMY(medakada erkekliği belirleyen bir gen) ve ikincil eşey karakterlerine bakarak farklılıklar olduğu belirlenmiştir. TBT konsantrasyonlarına bağlı ölümler ve embriyonik gelişimlerin bozulduğu tespit edilmiştir. 60 gün sonunda herhangi bir erkekleşme etkisine rastlanmamış ve en düşük anormal gelişim gösteren grubun 0.16ng TBT uygulamasının olduğu belirlenmiştir.

Jensen ve ark. (2004), deniz çayıruları (*Ruppia maritima*) üzerine TBT'nin etkisini iki büyüme denemesi şeklinde araştırdıkları çalışmalarında, doğal ortamda bulunan bitkilerin büyümesi ile, Danimarka'nın Odense Fjord ve Lunkebugten'deki istasyondan toplanmış bitkilerin TBT'siz referans sediment içinde yeniden dikilmesi ile büyütülen bitkilerin büyümesini karşılaştırmışlardır. Araştırmada 3-4 hafta boyunca 1 haftalık aralıklarla fotosentetik aktivite, solunum, nispi büyüme oranı ve yaprak sayısı ölçülerek bitkilerin performansı çalışılmış, sedimente dikilmiş ve sıkıştırılmış bitkilerde net fotosentetik aktivitenin %60 azaldığı, genellikle nispi büyüme oranının kontamine olmuş sedimentteki bitkilerde daha düşük olduğunu, solunumun ise TBT'ye maruz kalmaya cevap olarak hem azaldığı hem de arttığı tespit edilmiştir. İki deneme arasındaki farkın biyoyararlanımıyla TBT ile yüksek derecede kontamine olmuş alandan alınan bitkilerin TBT'ye adapte olmuş olmasıyla açıklanabileceğini bildirmişlerdir.

Cardinali ve ark. (2004), 90 gün boyunca nonilfenole (NP-nonylphenole) maruz bırakılan lepistes (*Poecilia reticulata*) balıklarının üreme fonksiyonlarına etkilerini araştırmışlardır. 90. günün sonunda cinsiyet oranında dişiliğe doğru önemli bir şekilde yönelme belirlenmiştir (1 dişi: 0,3 erkek). NP'ye maruz bırakılan erkeklerin gonadosomatik indekslerinde (GSI) önemli bir düşüş, dişilerde ise artış saptanmış, Hepatosomatik indekslerinde (HSI) ise hem dişi hem de erkek balıkta önemli artış tespit etmişlerdir.

Atamanalp (2004), pestisitlerin balıkların üreme biyolojisi üzerine etkilerini araştırdığı çalışmada, pestisitlerin etkisi sonucunda deforme olan solungaçlarda balıkların solunum düzeninin bozulduğunu, kardiyovasküler sistemin olumsuz

etkilendiğini, balıklarda solungaç lamellar yapıda bozulmalar olduğunu ve epitel dokuda kaynaşmalar görülürken, bunun yanı sıra karaciğer ve böbrekte sulanma, iltihaplanma, hücrelölümler, hücreler arası sıvıda bozulmalar olduğunu bildirmiştir. Karaciğerin görevlerinden olan; kandan yabancı maddelerin uzaklaştırılması, safra-hormonların salgılanması ve glikojen depolanması pestisitlere maruz kalınması ile olumsuz etkilendiğini, ayrıca kadmiyumun gökkuşuğu alabalıklarında testosteron hormonunun seviyesini artırırken, steroidogenesisi inhibe ettiği, bunun yanı sıra bakırın kortizol seviyesinde önemli miktarlarda yükselmeye neden olurken, gonadotropin salgısını engellediğini belirtmiştir. PCB'nin (poliklorobifenil), sazangillerde (*Cyprinidae*) yumurta salınımını geciktirdiğini ve ayrıca *Cyprinidae*'lerde testosteron, östrojen ve kortizölü baskıladığını bildirmiştir.

Atamanalp ve Yanık (2001), pestisitlerin sazanlagiller (*Cyprinidae*) familyasına toksik etkilerinin son yıllarda yapılan çalışmalarla özetledikleri araştırmalarında, pestisitlerin balıklara etkilerinin değişik şekillerde görüldüğünü, direkt ölüme sebep olabileceği gibi yumurta salınımı ve üremeyi durdurmak suretiyle de balık popülasyonu üzerinde etkili olabildiğini belirtmiştir. Ayrıca dokularda meydana getirdikleri hasarlar ile balıklarda duyarlılığa yol açarak mevsimlik ısı değişimleri ve geçici açlıktan gereğinden fazla etkilendiklerini, yavru balıkların ise hassas oldukları için bu durumdan daha fazla zarar gördüğünü bildirmişlerdir.

Oğuzhan ve Atamanalp (2008), su kirliliğinin balıkların üremesi üzerine etkilerini araştırdıkları çalışmada, su kirliliğinin balıkların gelişmelerine ve çoğalmalarına olumsuz etkilerinin bulunduğunu, bu etkilerin kirleticilerin konsantrasyonlarına bağlı olarak balıklarda ölümler, yumurta salınımı veya testis-ovaryum gelişiminin engellenmesi şeklinde ortaya çıktığını bildirmişlerdir. Bu çalışmada su kirliliğinin balıkların üreme biyolojisine verdikleri zararlar ve bu konuda yapılan çalışmalar üzerinde durularak, farklı şekillerde su kaynaklarına ulaşan kirleticiler su parametrelerinde değişiklik yaparak balıkların üremesini dolaylı olarak etkilediği gibi çeşitli yollarla direkt olarak da etkileyebildiğini bildirmişlerdir.

Oehlmann ve ark.(1996), bir deniz salyangozu olan *Ocinebrina aciculata* üzerine TBT'nin etkisini araştırdıkları çalışmada, molluscanın bir grubu olan prosobranch'ların erkek ve dişi genital sistemlerinin histoloji ve anatomisi tanımlanmış bir deniz salyangozu olan *Nucella lapillus* ve *Ocinebrina aciculata* ile karşılaştırılmıştır. 4 yıl boyunca Roscoff (Fransa)'dan toplanan *Ocinebrina*

aciculata'nın TBT kirliliğine cevap olarak imposex özellik gösterdiği, TBT'ye başlangıçta en hassas TBT indikatör tür olarak bilinen *Nucella lapillus*'dan daha duyarlı olduğunu bildirmiştir. TBT kirliliği nedeniyle *Ocenebrina aciculata*'nın popülasyonu Fransada azalmış ve soyu tehlike altına giren bu tür için kısır erkeklerin sayısında ve erkeklik oranında yükselme, üreme performansı ve iyileşmede azalma gibi semptomları tanımladığını bildirmiştir.

Yanık ve Atamanalp (2001), Karagöz (*Diplodus sorgus*), mezigit (*Merlangus merlangus*) ve pisi balığı (*Pleuronectes flesus*) üzerinde su kirliliğinin etkilerini araştırdıkları çalışmada, petrol hidrokarbonlarının balıkların koku alma organlarını etkileyerek dişi ve erkek bireylerin birbirlerini bulmasını güçleştirdiği ve bu yolla balıkların üremesini direkt olarak etkilediğini bildirmişlerdir.

Kinnberg ve Toft (2003), yapmış oldukları çalışmada lepistes (*Poecilia reticulata*) balıklarında 4-*tert*-octylphenol ve bisphenol A gibi estrojenik kimyasalların etkilerini incelemişler ve bu kimyasalların balığın testis yapısını olumsuz etkilediğini bildirmişlerdir.

Santos ve ark. (2006) Zebra balıklarında (*Danio rerio*) TBT'nin ikincil eşey oluşturma etkisine karşı östrojen kullanımı çalışmalarında, 5 günlük *D.rerio* larvaları 4 ay boyunca TBT ve sentetik östrojen-etinlestradiola (EE2) maruz bırakılmış ve balıklar 25 ve 100 ng TBT/g konsantrasyonlarında tanımlanan yemlerle beslenmişlerdir. TBT'ye maruz kalan balıklar erkekliğe yönelik cinsiyet eğilimi göstermişlerdir (kontrol %62,5, TBT-25/g 'de %86 ve TBT- 100/g 'da %82 erkek). EE2 ile beraber maruz bırakmanın TBT'nin ikincil eşey karakter oluşturma etkisini bloke ettiğini (TBT 25 ng/g+EE2 uygulamasında %7 erkek, sadece EE2 ve TBT 100 ng/g+EE2 uygulamasında %0 erkek) bildirmişlerdir. Bu sonuçlardan çevresel olarak anlamlı konsantrasyonlardaki EE2'nin TBT'nin zebra balıklarında ikincil eşey karakter oluşturma etkisini engelleyebildiğini belirlemişlerdir.

Shimasaki ve ark. (2003), genetik olarak dişi Japon dere pisi balığı (*Paralichthys olivaceus*) cinsiyet farklılaşma metodları üzerine TBT'nin etkisini araştırdıkları çalışmalarında balıklar yumurtadan çıktıktan sonra 35. günden 100. güne kadar 0,1 ve 1,0 g/g konsantrasyonlarında TBTO (Tribütülin oksit) içeren yapay yemlerle beslenmişlerdir. 65 günlük yemlemeden sonra kontrol grubu ile karşılaştırıldığında erkekleşme oranında (%2,2) , 0,1 g/g TBTO'lu yemle beslenen *P.olivaceus* balığında

%25,7 ve 1,0 g/g TBTO'lu yemlerle beslenenlerde %31,1 artış olduğunu belirlemişlerdir.

4. MATERYAL VE YÖNTEM

4.1. Materyal

4.1.1. Araştırma Yeri

Araştırma, Sinop Su Ürünleri Fakültesi, Akvaryum Balıkları Araştırma Ünitesinde yürütülmüştür.

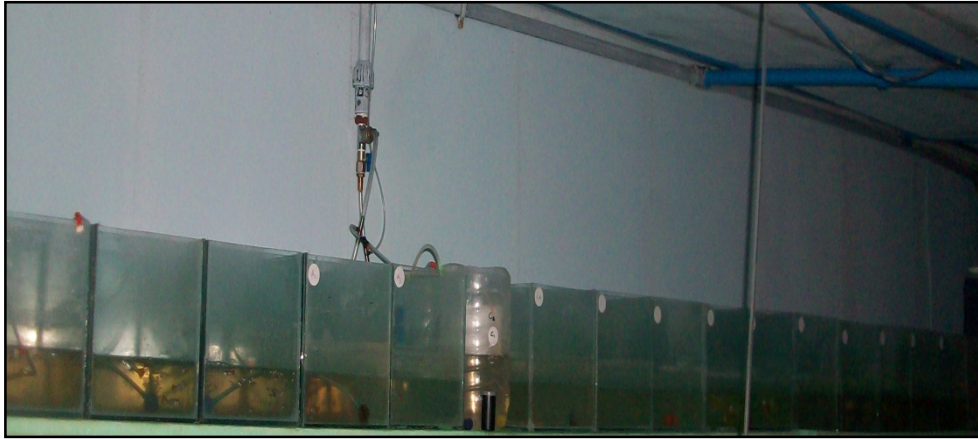
4.1.2. Akvaryum Materyali

Araştırmada her biri 40cm x 20 cm x 20cm hacimli dikdörtgen şeklinde 18 adet akvaryum kullanılmıştır. Akvaryumlarda havalandırma hava taşları ile yapılmıştır. Sıcaklık 26.05°C’de sabit tutulmuştur. Sifonlama yöntemiyle yem artıkları ve dışkılar ortamdaki haftada bir kez olacak şekilde uzaklaştırılmış ve her sifonlamadan sonra %20 su değişimi yapılmıştır. Araştırma süresince su sıcaklığı, pH ve çözülmüş oksijen miktarları haftalık olarak ölçülmüştür (PSI; Professional Plus-manuel). Ölçümler her grup için ayrı ayrı yapılmıştır. (Şekil 4.1.2.1 a,b,c,d)

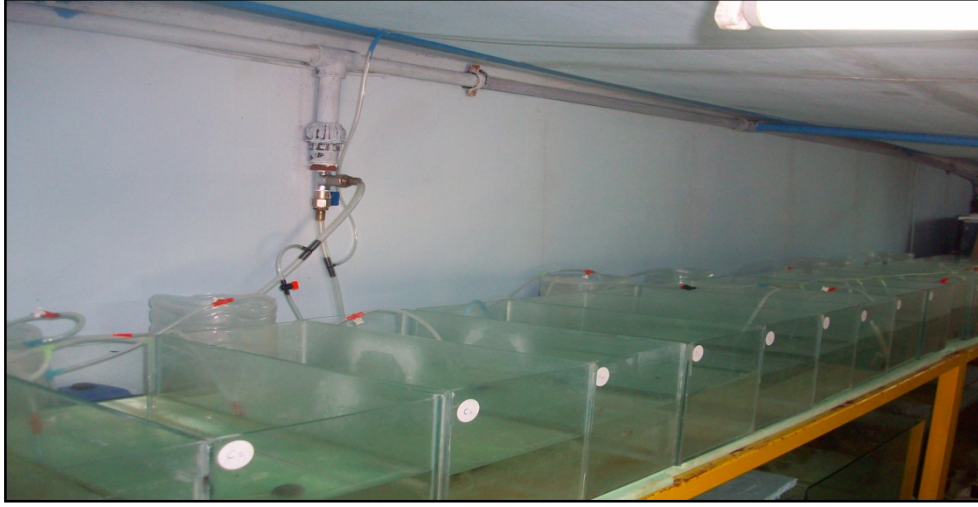
a)



b)



c)



d)



Şekil 4.1.2.1 a,b,c,d. Deneme akvaryumlarının farklı açılardan görünümü

4.1.3. Balık Materyali

Denemede özel bir işletmeden temin edilen ortalama ağırlıkları 0.501g olan lepistes balıkları kullanılmıştır. Balıklar 80cm x 60cm x 60cm boyutundaki cam akvaryumlara stoklanıp deneme koşullarına ve ortama adaptasyonları sağlanmıştır. Daha sonra boyutları 40cm x 20cm x 20cm cam akvaryumlara her birinin içinde 1 dişi olacak şekilde yerleştirilmiştir.

4.1.4. Yem Materyali

Denemede kullanılan balıkların beslenmesi için %45.2 protein içerikli ticari bir yem (JPL NovaBea JPL Flakes) kullanılmıştır (Tablo 4.1.4.1.). Deneme boyunca anaç ve yavru balıklara günde 2 defa doyuncaya kadar yemleme yapılmıştır. Akvaryumlarda biriken yem artıklarının ve balık dışıklarının temizlenmesi için 3 günde bir sifonlama yapılmıştır ve akvaryumlara eksilen su miktarı kadar dinlenmiş su ilave edilmiştir.

Tablo 4.1.4.1. Denemede kullanılan yemin özellikleri

Besin Kompozisyonu	Degerler
Protein	% 45.2
Yağ	% 5
Selüloz	% 1.5
Kül	% 9.7
Vit-A	25000 İ.E
Vit-D ₃	2000 İ.E
Vit-E	330 mg
Vit-C (stabil)	400 mg
İnasitol	750 mg

4.2. Yöntem

4.2.1. Araştırma Süresi

Araştırma 24.09.2009- 07.06.2010 tarihleri arasında yürütülmüştür.

4.2.2. Araştırma Planı

Deneme iki aşamalı olarak kurulmuştur. 1. aşamada anaç lepistes balıkları üzerine farklı oranlarda (25ng-A, 50ng-B, 150ng-C) TBT'nin etkisi, 2. aşamada yeni doğmuş yavru lepistes balıkları üzerine farklı oranlarda (25ng-D, 50ng-E, 150ng-F) TBT'nin etkisine bakılmıştır.

Deneme üç tekerrürlü 3 anaç grup (A, B, C) ve 3 yavru grup (D, E, F) olarak dizayn edilmiştir. Denemede, stok akvaryumlarında adaptasyonları sağlanmış lepistes balıklarından ortalama ağırlıkları ~0.501g olan toplam 18 adet anaç lepistes seçilmiş ve 16lt hacimli araştırma tanklarının her birine birer adet olmak üzere yerleştirilmiştir.

Araştırma süresince su sıcaklığı, pH ve çözülmüş oksijen miktarları haftalık olarak ölçülmüştür (PSI; Professional Plus-manuel). Ölçümler her grup için ayrı ayrı yapılmıştır.

4.2.3. TBT Uygulama Sürelerinin Belirlenmesi

Anaç ve yavru lepisteslere farklı TBT uygulanırken uygulama sürelerinin belirlenmesinde daha önce yapılan hormonal cinsiyet değişimi alışmalarından yararlanılmıştır. Ana lepisteslere TBT uygulaması, ilk doğumdan 16 gn sonra ikinci doğum yapacakları zamana kadar, yavru lepisteslere ise doğumdan itibaren 11 gn boyunca uygulanmıştır (Takahashi, 1975; Kavumpurath ve Pandian, 1993).

4.2.4. TBT'li Solsyonların Hazırlanması

TBT solsyonları 100g yeme gre ayarlanmıştır. Yemlere katılacak 25ng, 50ng ve 150ng TBT oranları miligramla evrilmiştir. Solsyonlar hazırlanırken %97'lik TBT kullanılmış ve aşağıdaki formllere gre hazırlanmıştır.

a) Stok TBT zeltisi $m = \%TBT \times d$

m: Ktle

d: zktle

% TBT: TBT'nin yzde deşişimi

b) $C_1 \times V_1 = C_2 \times V_2$ (1. standart TBT zeltisi; 500ml aseton ile seyreltildi)

c) $C_1 \times V_1 = C_3 \times V_3$ (2. standart TBT zeltisi; 50ml aseton ile seyreltildi)

C₁: Standart I konsantrasyonu

C₂: Standart II konsantrasyonu

C₃: Standart III konsantrasyonu

V₁: Standart I Hacim

V₂: Standart II Hacim

V₃: Standart III Hacim

Yemlere katılacak TBT oranlarını bulmak iin ise;

1. Standart zeltisi 0,5 ml stok TBT zeltisi 500ml aseton ile seyreltildi.

2. Standart zeltisi 0,5 ml 1. standart TBT zeltisi 50ml aseton ile seyreltildi

25ng iin; 2. standart TBT zeltiden 2.15ml alınarak aseton ile 10ml'ye seyreltilmiştir,

50ng iin; 2. standart TBT zeltiden 4.30ml alınarak aseton ile 10ml'ye seyreltilmiştir,

150ng iin; 2. standart TBT zeltiden 1.28ml alınarak aseton ile 100ml'ye seyreltilmiştir.

4.2.5. Deneme yemlerinin hazırlanması

Araştırmada, lepistes balıkları için farklı oranlarda (25ng, 50ng, 150ng) TBT ticari pul yeme ilave edilerek yem rasyonları hazırlanmıştır.

Deneme yemleri hazırlanırken; 25ng, 50ng, 150ng miktarlarında uygulanacak TBT aseton ile seyreltilerek, beher içerisindeki lepistes yemine ilave edilmiştir. Daha sonra hazırlanan karışım cam baget yardımıyla iyice karıştırılarak, asetonun uçması için kurumaya bırakılmıştır. Kontrol yemi hazırlanırken sadece aseton ilave edilerek kuruma işlemi gerçekleştirilmiştir (Şekil 4.2.5.).



Şekil 4.2.5. Deneme yemlerinin hazırlanması (orijinal)

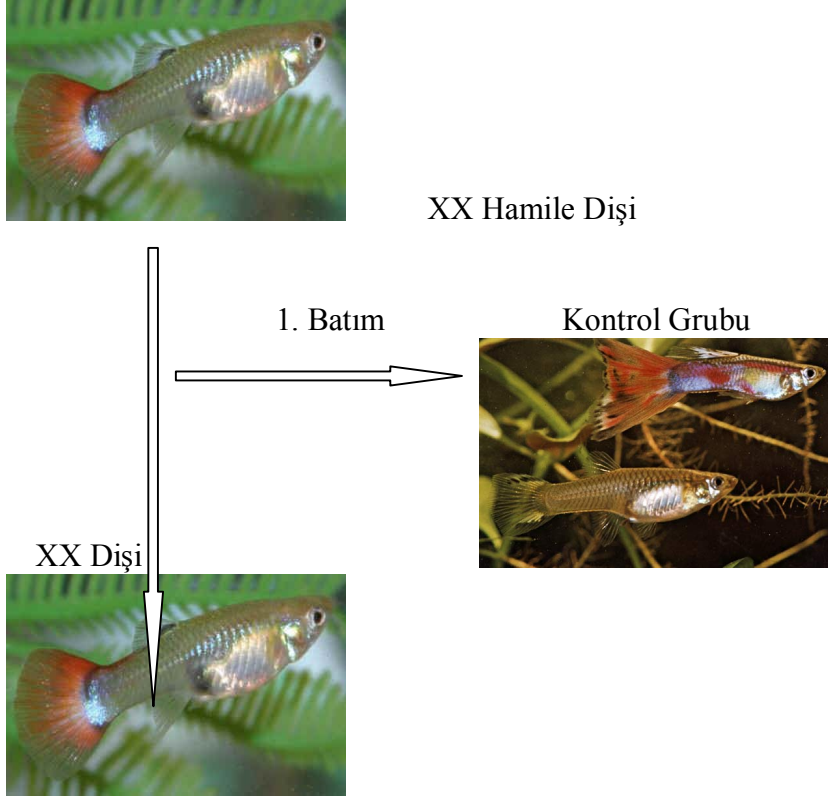
4.2.6. Hamile Lepistesler (*P. reticulata*) İçin Farklı Oranlarda TBT Uygulaması

TBT'nin anne karnındaki embriyoların cinsiyet oranlarında etkisini araştırmak için hamile lepisteslere 25, 50 ve 150ng TBT ilave edilerek hazırlanmış TBT'li yemler verilmiştir.

Lepistes dişilerinin almış oldukları spermeleri 3-4 defa kullanma özelliklerinden dolayı denemede hamile bireylerin seçilmesine özen gösterilmiştir. Doğum yapacak dişilerin karın bölgesindeki üç köşe koyu leke oluşması, doğum zamanının geldiğini göstermektedir.

Seçilen hamile balıklardan alınan ilk yavrular kontrol grubunu (1. Batım) oluşturmuştur. Doğum yapan dişilerin doğum yapma tarihleri ve verdikleri yavru sayıları kaydedilmiştir. Doğum yapan dişiler 28-30 gün içerisinde tekrar doğum yapmaktadır. Kontrol grubu (1. Batım) olarak ilk yavrularını veren dişiler 15 gün

boyunca kontrol yemiyle beslenmişlerdir. 16. günden itibaren hamile kalan dişi balıklar 25 (A grubu), 50(B grubu) ve 150 (C grubu) ng TBT ilaveli yemlerle beslenmişlerdir. (Şekil 4.2.6.1.).



Şekil 4.2.6.1. Hamile lepisteslere (*P. reticulata*) farklı oranlarda TBT'li yem uygulamaları

4.2.7. Lepistes Yavruları (*P. reticulata*) İin Farklı Oranlarda TBT Uygulaması

Yapılmış olan ikinci denemede ise, farklı oranlarda TBT ilaveli yemlerin lepistes yavrularının cinsiyet oranlarına etkisi araştırılmıştır.

Bunun için; seçilen hamile balıklardan alınan ilk yavrular doğdukları ilk günden itibaren 25 (A grubu), 50 (B grubu) ve 150 (C grubu) ng TBT ilaveli yemlerle beslenmeye başlanmıştır. Yavrular belirtilen TBT'li yemlerle 11 gün boyunca yemlenmişlerdir (Şekil 4.2.7.1.). Deney grubunun (1. Batım) cinsiyet tayini 60. günde (8 haftalık) yapılmıştır.



XX Hamile Dişi



1. Batım



1. Batım yavrulara 11 gün süre ile TBT'li yem uygulaması



TBT'li yeme maruz kalan yavruların 8 hafta tutulması

Şekil 4.2.7.1. Yavru lepisteslere (*P. reticulata*) farklı TBT'li yem uygulamaları

4.2.8. Yaşama ve Cinsiyet Oranlarının Hesaplanması

Yaşama oranlarının % olarak hesaplanmasında; deneme sonu hayatta kalan balık sayısından, deneme başı balık sayısı çıkartılmış ve elde edilen değerin 100 ile çarpılmasıyla bulunmuştur (Kavumpurath ve Pandian, 1993; Fujioka, 2001).

Yavru lepisteslere TBT uygulamasında deney gruplarının yaşama oranları deney süresinin bittiği 11. gün ve cinsiyet tayinlerinin yapıldığı 60. gün sonunda belirlenmiştir.

Cinsiyet oranlarının % olarak hesaplanmasında; deneme sonunda elde edilen bir cinse ait birey sayısının, deneme sonundaki cinsiyet tayini yapılan tüm balık sayısına bölümünde elde edilen değerin 100 ile çarpılması ile bulunmuştur (Kavumpurath ve Pandian, 1993; Fujioka, 2001).

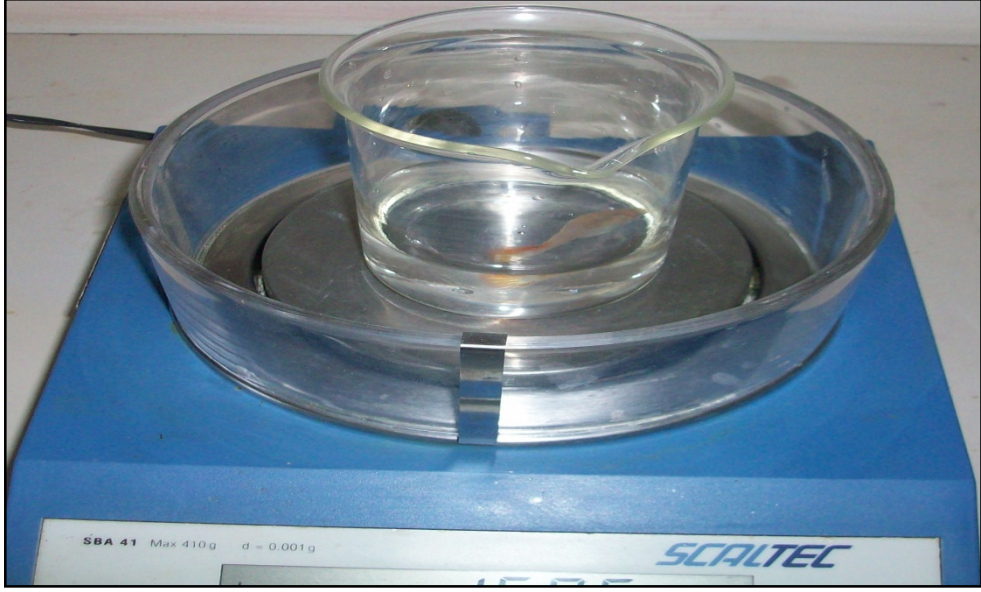
4.2.9. Balıkların yemlenmesi

Balıklar araştırma süresince 09.00 ve 16.00 saatlerinde olmak üzere günde iki kez görülebilir doygunluk sınırına kadar yemlenmişlerdir. Balıklar yemlenirken yem alımlarına dikkat edilerek yavaş ve az miktarlarda olacak şekilde yemleme yapılmıştır.

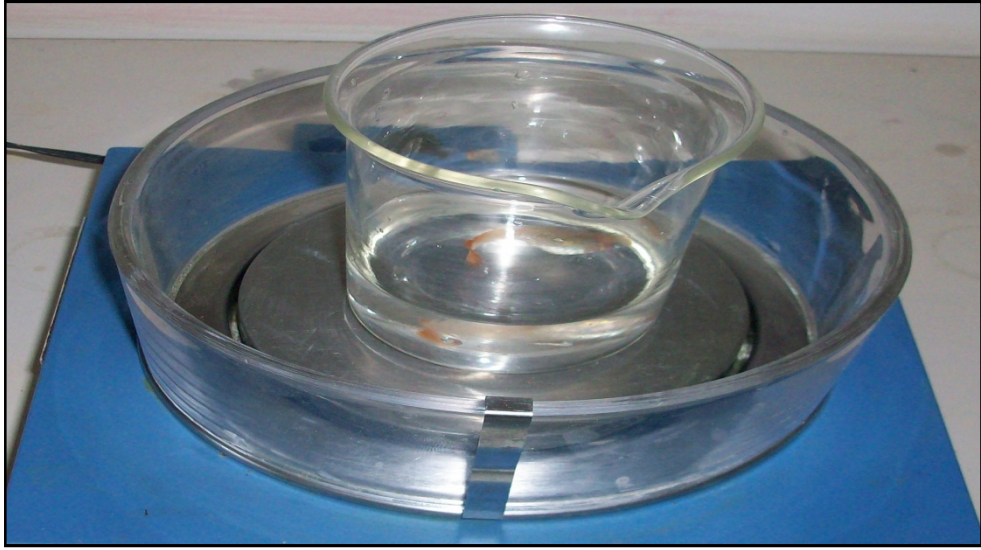
4.2.10 Balıkların tartılması ve boylarının ölçülmesi

Deneme akvaryumlarına alınan anaç lepistes balıkları 0.01g hassasiyetli elektronik teraziyle (SCALTEC), deneme başında ve sonunda olmak üzere toplam iki kez tartılmıştır (Şekil 4.2.10.1.a,b). Tartım günü ve 1 gün öncesinden yemleme yapılmamıştır. Yavru balıkların ağırlıkları ise sadece deneme sonunda (60. gün) olmak üzere yukarıda belirtilen şekilde alınmıştır.

a)



b)



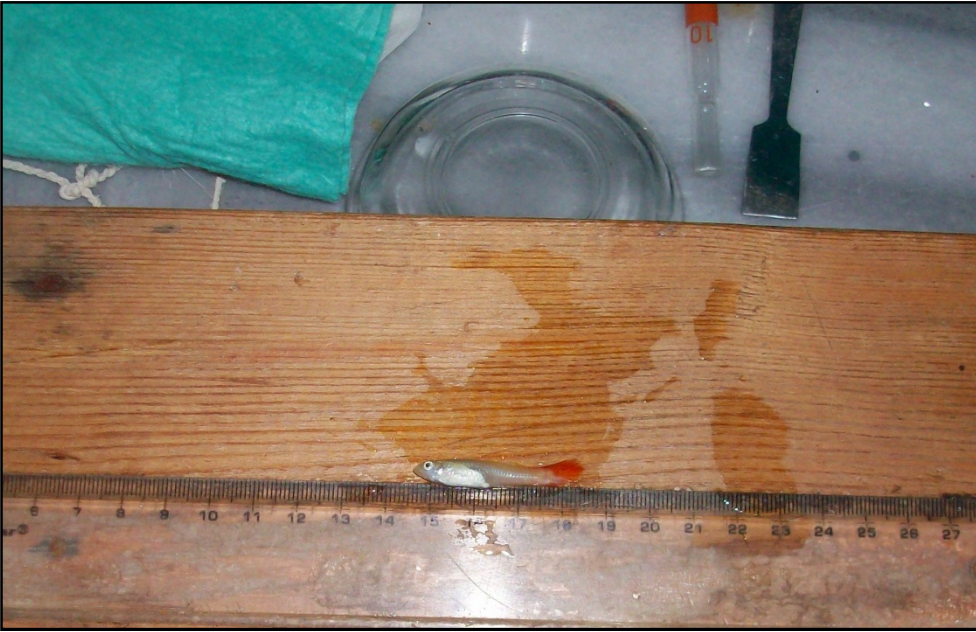
Şekil 4.2.10.1 a,b. Balıkların tartılması

Deneme başında anaç balıkların boyları boy ölçüm tahtası yardımı ile ölçülmüştür (Şekil 4.2.10.2 a,b).

a)



b)



Şekil 4.2.10.2 a,b. Balıkların boylarının ölçülmesi

4.2.11. Verilerin Değerlendirilmesi

Deneme gruplarındaki balıkların cinsiyet oranlarının 1 dişi: 1 erkek oranı ile karşılaştırılmasında: birey sayısı 5'ten küçük veya eşit ise ($n \leq 5$) Fisheries Test, birey sayısı 25'ten küçük veya eşit ise Yates Düzeltmeli Ki Kare testi ($n \leq 25$), birey sayısı 25'ten büyük ise ($n > 25$) Ki Kare (%) istatistiksel testleri kullanılmıştır (Strike, 1991; Agresti, 1992; Düzgüneş ve ark., 1993; Armitage ve Berry, 1994; Sümbüloğlu ve Sümbüloğlu, 2000).

Farklı TBT uygulamalarında gruplar arası 11. gün ve 60. gündeki yaşama oranlarının ve deneme sonu ağırlıklarının karşılaştırılmasında tek yönlü varyans analizi (ANOVA) ile yapılmıştır. Varyans analizi yapılmadan önce, tekerrürdeki verilerin normaliteleri (Anderson Darling Testi) ve tekerrürler arası varyansların eşitliği 0.05 önemlilik derecesinden küçük çıkmış ise parametrik olmayan Kruskal-Wallis, büyük çıkmış ise Anova Testleri kullanılmıştır. Gruplar arası farkın belirlenmesinde Tukey Testi kullanılmıştır (Düzgüneş ve ark., 1993; Agresti, 1992; Armitage ve Berry, 1994; Capples ve McKnight, 1994; Sümbüloğlu ve Sümbüloğlu, 2000).

Verilerin istatistiksel analizi için MİNİTAB 13.0 ve web üzerinden Graphpad Software programları kullanılmıştır (Anonim, 2010a).

5.BULGULAR

5.1. Yaşama Oranı

5.1.1. Yavru Lepisteslere (*P. reticulata*) Farklı Oranlarda TBT Uygulamalarının Yaşama Oranına Etkisi

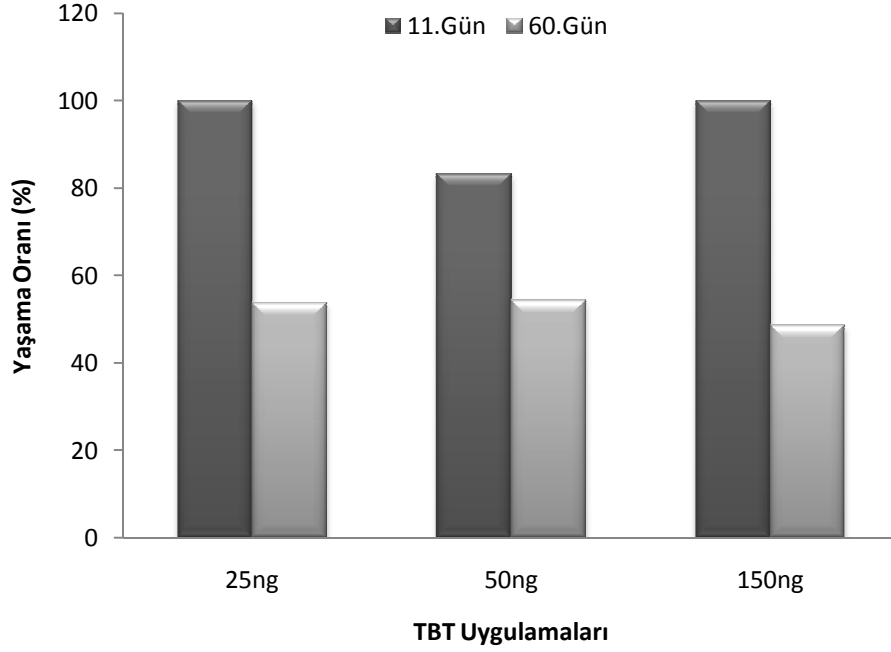
Yavru lepesteslerin farklı oranlarda TBT'ye maruz bırakılması sonucunda elde edilen ortalama yaşama oranları Tablo 5.1.1.1. ve Şekil 5.1.1.1.' de gösterilmiştir.

Tablo 5.1.1.1. Lepistes yavrularına (*P. reticulata*) farklı oranlarda TBT uygulamalarının ortalama yaşama oranlarına (%) etkisi

Deneme kodu	1.Gün Yavru Sayısı	11. Gün Yavru Sayısı (% Yaşama Oranı)	60. Gün Yavru Sayısı (% Yaşama Oranı)	11. gün Ortalama Yaşama Oranı	60. gün Ortalama Yaşama Oranı
D1	35	35 (100)	19 (54)	100±0.00 ^a	53.67±6.06 ^a
D2	28	28 (100)	18 (64)		
D3	7	7 (100)	3 (43)		
E1	12	6 (50)	3 (25)	83.33±16.67 ^a	54.33±15.07 ^a
E2	48	48 (100)	30 (63)		
E3	20	20 (100)	15 (75)		
F1	18	18 (100)	8 (44)	100±0.00 ^a	48.66±5.70 ^a
F2	38	38 (100)	16 (42)		
F3	20	20 (100)	12 (60)		

D1-3: 25 ng, E1-3: 50 ng, F1-3: 150 ng.

Aynı sütunda aynı harfi taşıyan grupların ortalamaları arasındaki fark önemsizdir (p>0.05).



Şekil 5.1.1.1. Lepistes yavrularına (*P. reticulata*) farklı oranlarda TBT uygulamalarının ortalama yaşama oranlarına (%) etkisi

11 gün boyunca farklı oranlarda TBT uygulamaları sonucunda elde edilen ortalama yaşama oranları D ve F gruplarında %100±0.00, E grubunda ise %83.33±16.67'dir ve gruplar arasında istatistiksel fark bulunamamıştır ($p>0.05$). Genel olarak değerlendirildiğinde ortalama yaşam oranları D ve F gruplarında TBT uygulamasından etkilenmez iken, E grubunda yaşama oranında azalma gözlenmiştir.

Cinsiyet tayinlerinin yapıldığı 60. günde ise D, E ve F gruplarında ortalama yaşama oranları sırasıyla %53.67±6.06, %54.33±15.07 ve %48.66±5.70 olarak bulunmuştur ve aralarındaki farkın istatistiksel olarak önemli olmadığı belirlenmiştir ($p>0.05$). Yaşama oranlarında ki azalmalar 11. günden sonra gerçekleşmiştir.

Genel olarak lepistes yavrularına uygulanan TBT miktarı arttıkça 60 gün sonunda yaşam oranının belirgin bir şekilde düştüğü gözlenmiştir.

5.1.2. Anaç Lepisteslere (*P. reticulata*) Farklı Oranlarda TBT Uygulamalarının Etkisi

Anaç lepisteslerde TBT'nin etkisini belirlemek için hamile lepisteslerden I. batım (kontrol) yavru alımından 16 gün sonra TBT uygulamasına başlanmış, ancak balıklarda vücut şeklinde bozulmalar, yüzgeç büzülmesi gibi çeşitli anormallikler ve ölüm meydana geldiği için II. batım yavru alınamamıştır. Sadece B grubunda ölü yavru

doğumu gözlenmiş fakat yine anaç balıklarda vücut ve yüzgeç deformasyonları sonucunda ölümler meydana gelmiştir. Sonuç itibariyle, farklı oranlarda TBT uygulamalarına maruz kalan anaç lepistesler doğum yapmadan veya ölü doğum yaptıktan sonra öldükleri için yavru elde edilememiştir.

Farklı oranlarda TBT uygulamaları sonucunda anaç balıklarda meydana gelen deformasyonlar Şekil 5.1.2.1.(a,b,c,d,e,f,g,h,i, j)'de gösterilmiştir.

a)



b)



c)



d)



e)



f)



g)



h)



i)



i)



j)



Şekil 5.1.2.1. (a,b,c,d,e,f,g,h,i, j). Farklı oranlarda TBT uygulamaları sonucunda anaç balıklarda meydana gelen deformasyonlar.

5.2. Cinsiyet Oranı

5.2.1. Yavru Lepisteslere (*P. reticulata*) Farklı Oranlarda TBT Uygulamalarının Cinsiyet Oranına Etkisi

Yavru lepisteslere farklı oranlarda TBT uygulamalarının cinsiyet oranına etkisi Tablo 5.2.1.1. ve Şekil 5.2.1.1.'de gösterilmiştir. Yavrulara 25ng, 50ng ve 150ng oranlarında TBT uygulamaları sonucunda 60. günde sırasıyla ortalama %29.26, 12.50 ve 12.82 dişi birey gözlenirken, %70.74, 87.50 ve 87.18 erkek birey gözlenmiştir.

Yapılan çalışmada TBT uygulamaları sonucunda, TBT miktarı arttıkça erkeklik oranının yükseldiği dişilik oranının ise düştüğü tespit edilmiştir.

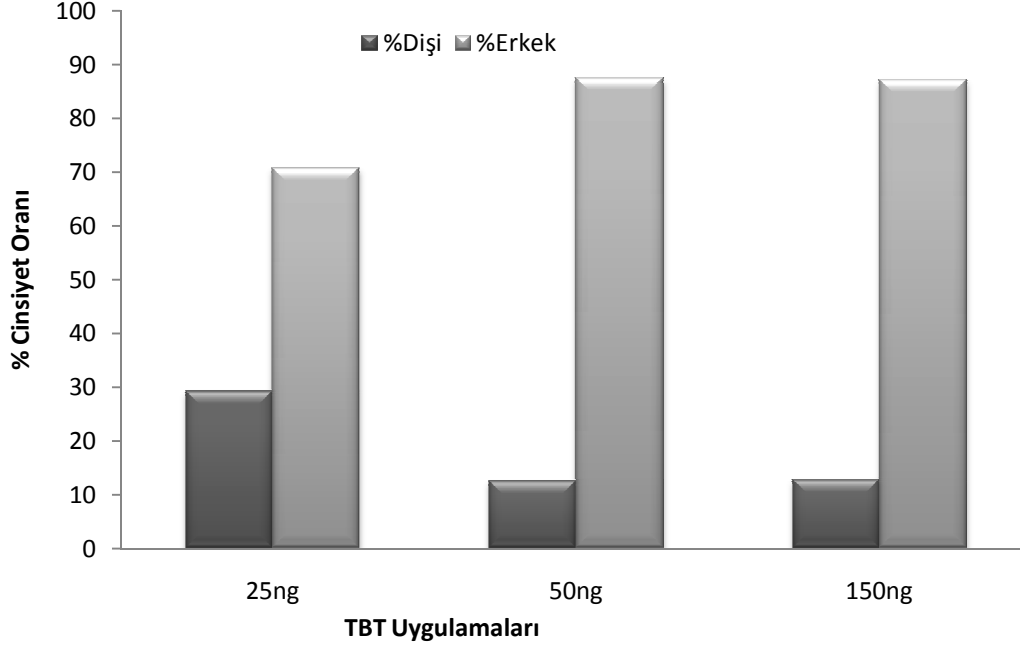
Deneme gruplarındaki balıkların cinsiyet oranlarının teorik 1 dişi: 1 erkek oranı ile karşılaştırıldığında ise D2, E2 ve F2 dişilerinden elde edilen yavruların cinsiyet oranları istatistiksel olarak önemli derecede farklı bulunurken, diğer dişilerden elde edilen yavruların cinsiyet oranları farklı olmamıştır. Aynı deneme grubu dişilerinden elde edilen yavruların cinsiyet oranlarının birleştirilerek yapılan Fisher's Exact Test sonucuna göre D grubunun cinsiyet oranı 1:1 oranından farklı değilken, E ve F grubunun cinsiyet oranı 1:1 oranından oldukça önemli farklı bulunmuştur.

Tablo 5.2.1.1. Yavru lepisteslere (*P. reticulata*) farklı TBT uygulamalarının cinsiyet oranına (%) etkisi

Deney kodu	Toplam	Dişi (%)	Erkek (%)	Fisher's Exact Test (P)	Ortalama %Dişi	Ortalama %Erkek	Birleştirilmiş Fisher's Exact Test (P)
D1	19	8 (42.10)	11 (57.89)	1,000 ^{öd}	29.26	70.74	0.11 ^{öd}
D2	18	1 (5.55)	17 (94.44)	0,0072**			
D3	4	3 (75.00)	1 (25.00)	1,000 ^{öd}			
E1	3	3 (100.00)	0 (0.00)	1,000 ^{öd}	12.50	87.50	0.0001***
E2	30	0 (0.00)	30 (100.00)	0,0001***			
E3	15	3 (20.00)	12 (80.00)	0,27 ^{öd}			
F1	10	2 (20.00)	8 (80.00)	0,35 ^{öd}	12.82	87.18	0.0016***
F2	17	0 (0.00)	17 (100.00)	0,0072**			
F3	12	3 (25.00)	9 (75.00)	0,400 ^{öd}			

D1-3: 25ng, E1-3:50ng, F1-3:150ng

Öd: Önemli Değil (p>0.05), ** (p<0.05), *** (p<0.001)



Şekil 5.2.1.1. Yavru lepisteslere (*P. reticulata*) farklı TBT uygulamalarının ortalama dişi (%) ve erkek (%) oluşum oranına etkisi

5.2.2. Anaç Lepisteslere (*P. reticulata*) Farklı Oranlarda TBT Uygulamalarının Cinsiyet Oranına Etkisi

Anaç balıklarda TBT uygulamasına başlandıktan sonra ölümler meydana geldiği için yavru elde edilememiştir. Bu nedenle de TBT uygulamalarının cinsiyet üzerine etkisi belirlenememiştir.

5.3. Büyüme

5.3.1. Yavru Lepisteslere (*P. reticulata*) Farklı Oranlarda TBT Uygulamalarının Büyümeye Etkisi

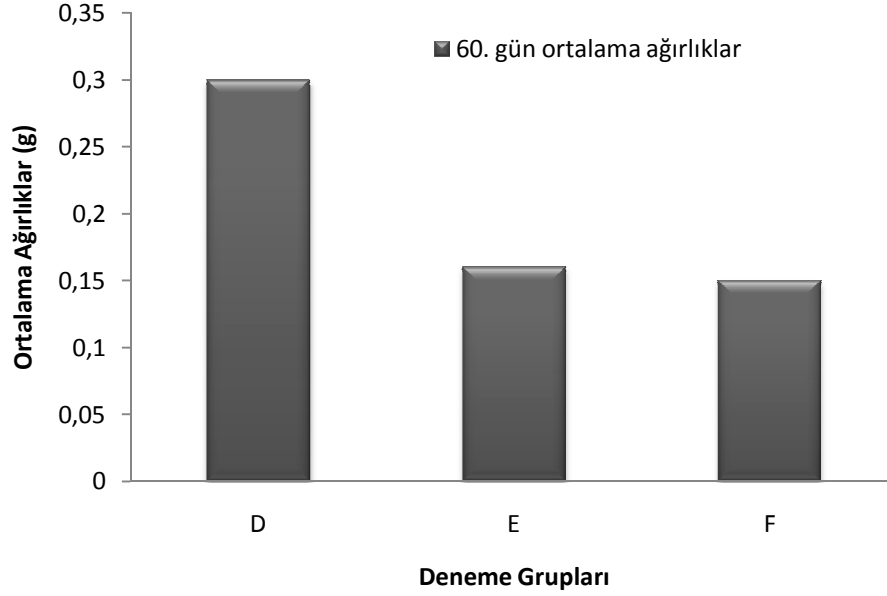
Yavru lepisteslere farklı oranlarda TBT uygulamalarının büyüme oranına etkisi Tablo 5.3.1. ve Şekil 5.3.1.'de gösterilmiştir. Deneme sonunda en yüksek ortalama ağırlık D grubunda (0.30 ± 0.04) bulunurken, bu grup ile E grubu (0.16 ± 0.01) arasındaki farklılığın istatistiksel olarak önemli olmadığı ($p > 0.05$) fakat F grubu (0.15 ± 0.059) ile arasındaki farklılığın istatistiksel olarak önemli olduğu ($p < 0.05$) belirlenmiştir. E ve F grupları arasındaki farklılık ise önemli bulunamamıştır ($p > 0.05$). Genel bir eğilim olarak TBT oranındaki artmayla beraber büyüme oranının azaldığı gözlenmiştir.

Tablo 5.3.1. Deneme sonundaki lepisteslerin (*P.reticulata*) ortalama ağırlıkları

Deneme Grupları	60. gün ortalama ağırlıklar
D	0.30±0.04 ^a
E	0.16±0.01 ^{ab}
F	0.15±0.05 ^b

D1-3: 25 ng, E1-3: 50 ng, F1-3: 150 ng.

Aynı sütunda aynı harfi taşıyan grupların ortalamaları arasındaki fark önemsiz ($p>0.05$), farklı harfi taşıyan grupların ortalamaları arasındaki fark önemlidir ($p<0.05$).



5.3.2. Anaç Lepisteslere (*P. reticulata*) Farklı Oranlarda TBT Uygulamalarının Büyümeye Etkisi

Anaç lepisteslere farklı oranlarda TBT uygulamalarının büyüme oranına etkisi Tablo 5.3.2. ve Şekil 5.3.2.'de gösterilmiştir.

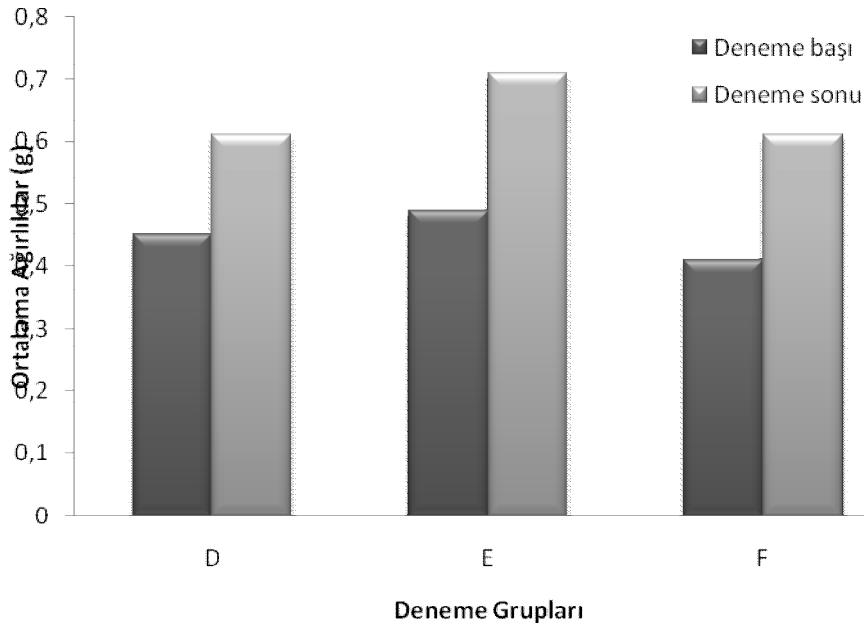
Gerek deneme başı gerekse deneme sonunda ortalama ağırlıklar arasında istatistiksel olarak fark bulunamamıştır ($p>0.05$).

Tablo 5.3.2. Deneme sonundaki anaç lepisteslerin (*P.reticulata*) ortalama ağırlıkları

Deneme Grupları	Deneme Başı Ortalama Ağırlıklar	Deneme Sonu Ortalama Ağırlıklar
A	0.45±0.05 ^a	0.61±0.05 ^a
B	0.49±0.02 ^a	0.71±0.16 ^a
C	0.41±0.06 ^a	0.61±0.10 ^a

A1-3: 25 ng, B1-3: 50 ng, C1-3: 150 ng.

Aynı sütunda aynı harfi taşıyan grupların ortalamaları arasındaki fark önemsizdir (p>0.05).



6.TARTIŞMA VE SONUÇ

Yapılan çalışmada, farklı oranlarda (25, 50, 150 ng) TBT ilave edilerek hazırlanmış 3 deneme yeminin yavru ve anaç lepistes balıklarının *P. reticulata* yaşama ve cinsiyet oranları üzerine olası etkileri araştırılmıştır.

Araştırma süresince deney tanklarındaki su sıcaklığı ($26.05\pm 0.03^{\circ}\text{C}$), pH (8.6 ± 0.01) ve oksijen ($5.57\pm 0.03\text{mg/l}$) değerleri lepistes balıkları için optimal olarak belirlenen değerler arasında tutulmuştur.

6.1. Yaşama Oranı

Lepistes yavrularına farklı oranlardaki TBT uygulamalarının ortalama yaşama oranlarına etkisi TBT uygulama süresi olan 11. gün sonunda ve cinsiyet tayinlerinin yapıldığı 60. günde belirlenmiştir. 11 gün sonunda belirlenen yaşama oranları 50ng TBT ilaveli yemin verildiği E grubu hariç (83.33 ± 16.67), 25ng'lık D grubu ve 150ng'lık F grubunda %100 olarak belirlenmiştir. Ancak gruplar arasında belirgin bir fark bulunamamıştır. 11 gün boyunca farklı oranlarda TBT'li yemlerle beslenen lepistes balıklarının yaşama oranları farklı oranlardaki TBT uygulamalarından etkilenmemiştir.

60 gün sonunda ise yaşama oranları D, E ve F gruplarında sırasıyla 53.67 ± 6.06 , 54.33 ± 15.07 ve 48.66 ± 5.70 olarak belirlenmiştir. TBT'li yem uygulamasının bittiği 11. günden sonra yavru lepistes balıklarında ölümler gözlenmiştir.

Anaç balıklar, TBT uygulamasına başladıktan sonra doğum yapmadan veya ölü doğum yaptıktan sonra öldükleri için yavru elde edilememiştir. Bu nedenle de TBT uygulamalarının yaşama oranına etkisi belirlenememiştir.

Bu çalışmada, farklı oranlarda TBT uygulamalarına maruz kalan yavru lepistes balıklarının, anaç lepistes balıklarından daha dayanıklı oldukları gözlemlenmiştir. Guo ve ark. (2010) kurbağa (*Xenopus tropicalis*) embriyolarında doğada bulunan konsantrasyonlardaki TBT'nin etkisini araştırdıkları çalışmalarında, TBT'nin büyümeyi geriletip gelişimi geciktirerek yaşama oranını azalttığını ve önemli sakatlıklara sebep olduğunu bildirmişlerdir.

Yapılan başka bir çalışmada, Shimasaki ve ark. (2003) 0.1 ve 1.0g/g TBTO ilaveli yapay yemle beslenen Japon dere pisisinde (*Paralichthys olivaceus*) TBT'nin erkekleşmeye etkisini araştırdıkları çalışmalarında, balıkların yaşama oranlarını 0.1 g/g TBTO ilaveli yemle beslenen grupta %48.4, 1.0g/g TBTO ilaveli yemle beslenen grupta %41.9 ve kontrol grubunda ise %34.6 olarak belirlediklerini bildirmişlerdir.

Ruiz ve ark. (1995) laboratuvar koşullarında elde edilen midyelerin (*Scrobicularia plane*) veliger larvalarının yaşama oranları üzerine 10 gün boyunca 50, 125, 250 ve 500 ng Sn·l⁻¹ oranlarındaki TBT'nin etkisini araştırmışlar, kontrollü yetiştirme koşulları altında 10 gün içinde *S. plane* veligerlerinin pediveliger safhasına ulaştığı belirlenmişken, TBT'nin bütün seviyelerinde büyümede önemli derecede azalma tespit edilmiş, ayrıca test edilen tüm TBT seviyelerinde yaşama oranlarının her bir grup için farklı olmakla birlikte azaldığı bildirilmiştir.

Alzieu (2000), TBT'nin çevresel etkilerini araştırdıkları çalışmalarında, *C. gigas* embriyoları ve larva gelişimi üzerine TBT asetatin etkileri Tablo 6.1.'de özetlenmiştir.

Tablo 6.1. TBT asetatin *C. gigas* embriyoları ve larva gelişimi üzerine etkileri (His ve Robert, 1983/1985).

TBT asetat oranları (µg l⁻¹)	Üreme üzerine etkileri
100	Yumurta verimliliğinin engellenmesi
50	Hücre bölünmesinin engellenmesi
25	Hücre bölünmesinin kısmen engellenmesi
10	Trokofor oluşumunun eksikliği
3-5	Trokoforda Veliger bozukluğunun eksikliği
1	Trokoforun anormal veliger bozukluğu
0.5	Çeşitli anormallikler 8 günde toplam ölüm
0.2	Besin emiliminde bozukluk 12gün sonra toplam ölüm
0.1	Normal D-larva, yavaş ölüm Almost total mortality after 12 days
0.05	Yavaş büyüme; 10 gün sonra yüksek ölüm oranı
0.02	Gözlenebilir bir etki yok

Seinen ve ark. (1981), besin keseli gökkuşağı alabalığı (*O.mykiss*) larvalarını 110 gün boyunca 0, 0.2, 1 ve 5 ppb ($\mu\text{g/l}$) oranlarında TBTC'ye sürekli olarak maruz bıraktıkları çalışmalarında, ölüm oranlarını sırasıyla %7.6, 9.4, 6.6 ve 100 olarak tespit etmişler, kontrol grubu ile karşılaştırıldığında ($5\mu\text{g/l}$ TBTC'ye maruz bırakılan grup hariç) diğer grupların erken safhalardaki ölüm oranlarının normal değerler içinde olduğunu, ancak $5\mu\text{g/l}$ TBTC'ye maruz bırakılan gruptaki tüm balıkların yüzme safhasına geçtikten 10-12 gün sonra öldüklerini bildirmişlerdir.

Bushong ve ark. (1988), golyan balığı (*Phoxinus phoxinus*) larvalarında 6550-9250 ng/l TBT konsantrasyonları 96 saat içinde %100 ölümlere sebep olduğu, bunun diğer balık larvalarını ve genç ergin balıkları etkileyebilecek konsantrasyon aralığında (2000-23400ng/l) olduğu bildirilmiştir. Diğer bir çalışmada, Hall ve ark. (1988), nehir ağzlarında yaşayan zooplankter (*Eurytemora affinis*) için LC50 de (belirli bir zaman periyodunda organizmaların %50 sinin ölümüne sebep olan konsantrasyon) 48 ve 72 saat lethal konsantrasyonların sırasıyla 2200 ve 600ng/l TBT olduğunu bildirmişlerdir.

Pinkney ve ark. (2005) çizgili levrek (*Morone saxatilis*) balıklarında yaşam oranı, büyüme, morfometri ve RNA-DNA oranı üzerine TBT'nin etkileri 3 denemede incelenmiştir. Deneme 1'de 13 günlük larvalar 0, 0.067, 0.766 ya da 2.284 $\mu\text{g/l}$ TBT'ye 6 gün boyunca maruz bırakılmıştır. 2.284 $\mu\text{g/l}$ 'ye maruz kalan larvalarda ölüm gerçekleşmiş, 0.766 $\mu\text{g/l}$ 'ye maruz kalanlar (%59.8) kontrollere (%81.8) oranla önemli ölçüde azalmıştır. Deneme 2'de 16 günlük larvalar 1.498 $\mu\text{g/l}$ TBT'ye maruz bırakılmışlar ve 6. Gün sonunda ölüm gerçekleşmiştir. 7 gün boyunca 0, 0.052 ya da 0.444 $\mu\text{g/l}$ TBT'ye maruz kalan larvalarda yaşam oranı, ağırlık, morfometri parametreleri bakımından önemli bir fark gözlenmemiştir.

6.2. Cinsiyet

Yapılan çalışmada TBT uygulamaları sonucunda, yavru lepisteslere uygulanan farklı TBT oranlarının cinsiyet oranlarını değiştirdiği gözlenmiştir. Artan TBT miktarı erkek oluşumu yönünde, azalan TBT miktarı ise dişi oluşumu yönünde cinsiyet oranını etkilemiştir. Yavrulara TBT uygulamalarında 60. günde 25ng da %29.26, 50ng da %12.50 ve 150ng da %12.82 oranında dişi birey üretilirken, 25ng da %70.74, 50ng da %87.50 ve 150ng da %87.18 erkek birey üretilmiştir.

Bu araştırmada, anaç lepisteslerde TBT'nin etkisini belirlemek için hamile lepisteslerden I. batım (kontrol) yavru alımından 16 gün sonra TBT uygulamasına

başlanmış, ancak balıklarda vücut şeklinde bozulmalar, yüzgeç büzülmesi gibi çeşitli anormallikler ve ölüm meydana geldiği için II. batım yavru alınmamıştır. Sadece B grubunda ölü yavru doğumu gözlenmiş fakat yine anaç balıklarda vücut ve yüzgeç deformasyonları sonucunda ölümler meydana gelmiştir. Sonuç itibarıyla, farklı oranlarda TBT uygulamalarına maruz kalan anaç lepiştesler doğum yapmadan veya ölü doğum yaptıktan sonra öldükleri için yavru elde edilememiştir. Bu nedenle de TBT uygulamalarının cinsiyet oranı üzerine olası etkileri belirlenememiştir.

Zhang ve ark. (2007), birçok dişi mollusk (*Sebastiscus marmoratus*) türlerinde TBT'ye maruz kalındığında genital durum impanseksi görüldüğü bildirilmiştir. Bu durum bizim çalışmamızla uyuşmakta, nitekim yavrularda TBT uygulamasından sonra cinsiyet tayininin yapılacağı 60. gün genital durum impanseksi görülmüştür. Mollusklarda TBT'nin etkilerini incelemek için harcanan çabaya karşın deniz ortamında yaşayan çok sayıda balık türlerinde çok az araştırma yapılmış, yapılan araştırmalar da TBT'nin balığın erken gelişme evreleri esnasında cinsiyet oranını erkeğe doğru çevirdiğini göstermiştir (Zhang ve ark., 2007).

Shimasaki ve ark. (2003), genetik dişi Japon dere pisi balığında (*Paralichthys olivaceus*) cinsiyet farklılaşması metodları üzerine TBT'nin etkisini araştırdıkları çalışmalarında, balıklar kuluçkadan çıktıktan sonra 35 ile 100 günleri arasında 0.1 ve 1 µg/g konsantrasyonlarında TBTO (tribütinoksit) içeren suni yemlerle yemlenmişlerdir. 0.1 µg/g lık yem ile beslenen pisi balığında cinsiyeti değişmiş erkeklerin oranı kontrol grubuyla kıyaslandığında (%2.2) %25.7'ye kadar artmışken, 1 µg/g yem ile beslenmiş pisi balıklarında %31.1 kadar yükselmiştir. Buna rağmen TBT'nin doza bağlı etkisini gözlemleyemediklerini bildirmişlerdir.

Kuluçka süresinden sonra 5 günlük zebra balığı larvaları 4 aylık bir süre boyunca 25 ve 100nq/g konsantrasyonlarda TBT içeren yemlerle beslendiği diğer bir çalışmada, cinsiyet oranının erkekliğe doğru eğilim gösterdiği, kontrol tanklarında %62.5, 25 ve 100nq/g TBT içeren yemlerle beslenenlerde erkekler sırasıyla %86 ve %82 olarak belirlendiği bildirilmiştir (Santos ve ark., 2006).

McAllister ve Kime (2003), zebra balıklarında (*Danio rerio*) cinsiyet üzerine yapmış oldukları çalışmalarında, 30-60 (kuluçkadan sonra) gün arasında TBT'nin doğal gerçek seviyelerine (0.01, 1, 10, 100nq/l) maruz bırakılan balıklarda oldukça az erkekleşme görülürken, 0-70 (kuluçka sonrası) ve 0-30 günler arasında TBT'ye maruz bırakılan balıklarda erkekleşme oranlarının benzer olduğunu bildirmişlerdir.

Dişi yumuşakçalarda ve farklılaşmamış balıklarda yapılan bütün çalışmalar TBT'nin erkekleştirici etkisini göstermiştir (Nagahama ve ark., 2004) erkekleştirici etkilerin TBT'nin androjen benzeri özelliklerinden kaynaklanmış olabileceğini ve TBT'nin dişi üreme gelişimini engelleyebileceğini rapor etmişlerdir.

Gibbs ve Bryan (1986), 1 nq/l¹ üzerindeki TBT ye maruz kalma seviyelerinin doğada steroidleri inhibe etmek ve dişi gastropodları erkekleştirmek için yeterli olduğunu bildirmişlerdir.

Genetik olarak dişi olan chinook salmonda (*Onchorhynchus tshawytscha*) cinsiyet değişimi sırasında 2 saat boyunca arometaz inhibitörü olan fadrozole maruz kalınmasını bütün balıklarda erkek fenotipe sebep olduğu (Piferrer ve ark., 1994), ayrıca genetik olarak dişi olan zebra balığı larvaları cinsiyet dönüşümü periyodu esnasında fadrozole maruz kalmış yemle beslendiğinde de benzer sonuçlar gözlenmiştir (Uchida ve ark., 2004). Kuluçka sonrası 35 ve 71. günler arasında fadrozole maruz kalan zebra balıklarında da tümü dişi fenotip gözlemlendiği bildirilmiştir (Fenske ve Segner, 2004). Aynı şekilde fadrozol yada 17 α metiltestesteron, dişi Japon pisi balığı (*Paralichthys olivaceus*) gonadlarında p450 arometaz gen ifadesinin baskılanmasına ve genetik dişilerin erkeklere dönüşmesine sebep olduğu bildirilmiştir (Kitano ve ark., 2000).

Cinsiyet değişimi süresince birçok balık türünün ostrojenlere maruz kalması dişi oranında artışa sebep olmaktadır (Iguchi ve ark., 2001; Hill ve David, 2003). Zebra balığında ilk 2 ay boyunca 2nq/l oranında EE2 (Ethinlestradiol)'ye maruz kalmanın yaklaşık olarak %85 oranında dişiliğe sebep olduğu (Örn ve ark., 2003), başka bir çalışmada kuluçkadan sonra 43 ile 71 günleri arasında 3nq/l oranında EE2'ye maruz kalan grupta ise %100 oranında dişiliğe sebep olduğu bildirilmiştir (Maack ve Segner, 2004). Bu çalışmalar birbiriyle karşılaştırıldığında, testesteronun ve / veya ostrodiolun balıklarda cinsiyet değiştirmede rolü olduğunu desteklemektedir. Bazı balık türlerinde TBT'nin neden olduğu erkekleşme mekanizması halen daha tam olarak anlaşılmasına rağmen, deliller gen p450 arometazın ilişkisini ya da onun gen ifadesinin baskılanmasını göstermektedir (Shimasaki ve ark., 2003). Birçok çalışma, insan dokularında (Saitoh ve ark., 2001) ve yumuşakçalarda (Curieux-Belfond ve ark., 2001) TBT'nin bir arometaz inhibitörü gibi davrandığını göstermiştir.

TBT'nin cinsiyet gelişim üzerine etkilerine dair lepistes balıklarının doğduktan sonra 11 gün boyunca 25, 50 ve 150ng TBT ilaveli yemle beslendiği çalışmamızın sonuçları Shimasaki ve ark. (2003) ve Santos ve ark. (2006) tarafından bildirilmiş

sonuçlara benzerdir. Bizim çalışmamıza benzer olan Shimasaka ve ark. (2003) cinsiyet dönüşümü süresince Japon pisi balığını TBT içeren yeme (100 ve 1000ng TBT/gr) maruz bırakmışlar, ancak her 2 dozda genetik olarak dişi olan bireylerin erkekleşmesine sebep olmasına rağmen TBT'nin doza bağlı etkisini bulamamışlardır. Benzer şekilde Santos ve ark. (2006)'da erkekleşmenin etkisinin doza bağlı olmadığını bildirmişlerdir. Buna karşın McAllister ve Kime (2003) erkekleşmenin etkisinin doza bağlı olduğunu bildirmişlerdir. Bunun sebebi ise McAllister ve Kime (2003)'nin çalışmasında kullanılan konsantrasyonlar (0.01-100 ng TBT/l) arasındaki farka oranla Santos ve ark.(2006)'nın kullandığı en yüksek (150 ng TBT/gr yem) ve en düşük (90 ng TBT/gr yem) dozlar arasındaki farkın az olmasından kaynaklanıyor olabileceği bildirilmiştir.

6.3. Deformasyon

Yapılan çalışmada TBT uygulamalarından sonra lepidistes yavrularında herhangi bir deformasyon gözlenmemiştir. Anaç balıklarda, TBT ilaveli yemlerle beslenmeye başladıktan sonra vücut şeklinde bozulmalar, yüzgeç büzülmesi gibi çeşitli anormallikler ve sonrasında da ölümler meydana gelmiştir. Ancak B grubunda ölü yavru doğumu gözlenmiş fakat yine anaç balıklarda vücut ve yüzgeç deformasyonları sonucunda ölümler meydana gelmiştir

Ancak, Bentivegna ve Piatkowski (1998) TBT'nin medaka balığı embriyoları üzerine etkisini inceledikleri çalışmada, medaka balığının ≤ 12.5 $\mu\text{g/l}$ lik TBT'ye maruz bırakıldığında embriyonik dönemde iskelet ve kas oluşumunda deformasyon gözlendiğini bildirmişlerdir.

Nirmala ve ark. (1999) ve Nakayama ve ark. (2004)'te yapmış oldukları çalışmalarda *Phoxinus phoxinus* embriyolarında 0.69-0.82 $\mu\text{g/l}$ TBT konsantrasyonlarında omurga eğriliği ve yüzme hareketlerinde anormallikler olduğunu gözlemlemişlerdir.

Nakayama ve ark. (2005) yapmış oldukları çalışmada 5 ve 25 ppm TBT içeren yemlerle beslenmiş medaka (*Oryzias latipes*) çiftlerinde anormal göz gelişimi olduğunu bildirmişlerdir.

Fent ve Meier'in (1992) yapmış olduğu çalışmada minnov larvalarında 4-6 gün boyunca 0.82 $\mu\text{g/l}$ TBT'ye maruz bırakıldıktan sonra kornea epiteli, lens, retinanın pigment tabakası ve retinada dejeneratif değişimler olduğunu ve anormal göz gelişiminin gözlendiğini bildirmiştir.

Guo ve ark. (2010)'nın yapmış olduğu çalışmada kurbağa (*Xenopus tropicalis*) embriyoları 50-400 ng/l TBT'ye 24-48 saat maruz bırakıldıklarında anormal gözler, dar yüzgeçler, 24-36 saat TBT'ye maruz bırakıldıklarında göz pigmentasyon kaybı ya da gözün tamamen kaybolması ve 48 saatlik TBT'ye maruz bırakıldıklarında ise genişlemiş göz lensleri ve ödemlerin olduğu ayrıca doğada bulunan konsantrasyonlarda bile geniş gövde ve kuyrukta eğrilik gözlendiğini bildirmişlerdir.

Pinkney ve ark. (2005) çizgili levrek (*Morone saxatilis*)' ler üzerine yaptıkları çalışmada yaşam oranı 21 günlük 0, 0.055, 0.218 ya da 0.514 µg/l TBT'ye 7 gün boyunca maruz kalan larvalarda benzer olduğu gözlenmiştir. Fakat 0.514 µg/l TBT'ye maruz kalan larvalarda omurga boyunda önemli ölçüde kısalma gözlenmiştir.

6.4. Büyüme

Bu araştırmada, lepistes yavrularına farklı TBT uygulamalarının ağırlıkça gelişime etkisinde en fazla ortalama ağırlık 0.30±0.04 g ile D grubunda, en düşük ortalama ağırlıklar 0.16±0.01 ve 0.15±0.05g ile sırasıyla E ve F gruplarında belirlenmiştir. Genel olarak bakıldığında 25ng TBT ilaveli yemle beslenen grubun 50 ve 150ng TBT ilaveli yemle beslenen gruplara oranla daha iyi gelişme gösterdiği saptanmıştır.

Yapılan çalışmada, yüksek TBT uygulanan E ve F gruplarında, düşük TBT uygulanan D grubuna nazaran büyümenin önemli ölçüde baskılandığı gözlemlenmiştir. Balıklarda TBT'nin büyümeyi baskılaması gökkuşuğu alabalıklarında (Seinen ve ark., 1981), içsu gümüş balığında da (Hall ve ark., 1988) gözlemlenmiştir. Ayrıca, TBT uygulanmış gruplarda büyümenin önemli ölçüde baskılandığını ve TBT'nin sebep olduğu beslenme ya da metabolik hızın baskılanması TBT uygulanan gruplarda kontrole kıyasla daha düşük bir büyüme oranına yol açabileceği bildirilmiştir (Shimasaka ve ark., 2003).

7. ÖNERİLER

1. Mevcut literatürler incelendiğinde, şimdiye kadar yapılan bilimsel araştırmaların çoğu EDC'lerin memelilerin üreme sistemlerine olan etkilerine odaklanmıştır. Memeliler üzerinde yapılan çalışmalarla karşılaştırıldığında, yaban hayatına bu endokrin bozucuların etkisi üzerine çalışma sayısının az olması nedeniyle, bu konu daha fazla araştırılmalıdır.
2. Besin zincirinde önemli rolleri olan balıkların, günümüzde giderek artan oranlarda bu kimyasallara maruz kalması, balık popülasyonlarında olumsuz gelişmelere neden olabileceğinden balıklar üzerine yapılacak çalışmalar artırılmalıdır.
3. Farklı EDC'lerin ve östrojenlerin, çeşitli balık türlerinin değişik gelişme evrelerindeki etkilerini araştıran çalışmalara bakıldığında, bu çalışmaların ya balıkların doğal ortamında (göl, akarsu, nehir vb) ya da laboratuvar şartlarında yapıldığı görülmektedir. Her ne kadar literatürlerde sahada yapılan çalışmalarda EDC'lerin balıklar üzerindeki potansiyel etkilerini gösteren daha kesin sonuçlara ulaşıldığı söylene de, laboratuvar çalışmaları sahada yapılacak çalışmalara yol gösterici ve temel olma niteliğindedir. Bu konuda laboratuvar çalışmaları artırılarak, bu kimyasalların doğal ortamdaki canlılar üzerinde oluşturabileceği hasarlar hakkında fikir sahibi olunmalıdır.
4. Balıkların endokrin sistemlerinin, omurgalıların endokrin sistemlerine benzer özellikler göstermesi, EDC' lere karşı balıkların hem laboratuvar ortamında hem saha da (kendi doğal ortamlarında) hassasiyet göstermesi ve balıklarla çalışmanın diğer canlı türlerine kıyasla daha kolay olması, EDC'lerin etki mekanizması üzerine yapılan çalışmalarda model olarak da kullanımını artırmaktadır. Bu nedenle bu tür çalışmalarda balıkların model organizma olarak kullanımı artırılabilir.
4. Yapılan çalışmada kobra lepistes olarak bilinen ırk kullanılmıştır. Farklı lepistes ırkları üzerinde benzer çalışmalar yapılarak bu ırklarda TBTnin cinsiyet oranı üzerine olası etkileri araştırılmalıdır.

8. KAYNAKÇA

- Agresti A., 1992. A Survery of exact inference for contegency tables. *Statical Science*, 7:131-153.
- Ak, O. 2003. Farklı sıcaklık uygulamalarının lepistes balığının yaşama ve cinsiyet oranlarıyla, çeşitli büyüme ve üreme parametreleri üzerine etkileri. Yüksek Lisans Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Samsun.
- Ak, O. 2005. Sıcaklığın balıklarda cinsiyet belirlemesine etkisi. *Sumae Yunus Araştırma bülteni*, 5: 1-2
- Alzieu, C. 2000. Environmental impact of TBT: the French experience. *The Science of the Total Environment*, 258 (1-2): 99-102
- Anonim, 2008a. www.guncelpediatri.com/yazilar.asp?yaziid=863&sayiid= (Erişim tarihi: 12.05.2009)
- Anonim, 2008b. www.paraketa.net/2008/03/gemi-sokumu-ve-cevresel-sorunlar/ (Erişim tarihi: 15.15.2009)
- Anonim, 2009a. www.onyirmi5.com/genc/content.aspx?c=11402 (Erişim tarihi: 13.11.2009)
- Anonim,2009b.ww.greenpeace.org/raw/content/turkey/pres/reports/greenpeacegemisoekuemue-raporu.pdf (Erişim tarihi: 10.10.2009)
- Anonim, 2010a. www.paparo.com/2010/03/04/atrazin-erkekleri-disi-yapiyor/ (Erişim tarihi: 04.03.2010)
- Anonim, 2010b. www.umitkenanbingol.com/ekitaplar/endokrin_sistem.pdf (Erişim tarihi: 07.04.2010)
- Ankley, G.T., Johnson, R.D. 2004. Small fish models for identifying and assessing the effects of endocrine disrupting chemicals. *ILAR Journal*, 45(4): 469-483
- Arıkan, D., Yetim, H., Sağdıç, O., Kesmen, Z. 2009. Gıdalarda Dioksin Kontaminasyonu ve İnsan Sağlığı Üzerine Etkileri. *Gıda Teknolojileri Elektronik Dergisi*, 12 (2): 9-15
- Armitage, P., Berry, G., 1994. In: *Statistical methods in medical research*. Oxford: Blackwell scientific publications, p.1234.
- Arslan, T., Baygar, T. 2007 Balıklarda cinsiyet ve cinsiyet kontrolü. XIV. Ulusal Su Ürünleri Sempozyumu, 04-07 Eylül, Muğla
- Atamanalp, M. Yanık, T. 2001. Pestisitlerin Cyprinidae'lere toksik etkileri. *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi*, 18 (3-4): 555-563
- Atamanalp, M., 2004. Pestisitlerin balıkların üreme biyolojisi üzerine etkileri. 4. Ulusal Zootekni Bilim Kongresi, 01-03 Eylül 2004, Isparta. Bildiri Kitabı 119-122

- Baran, I., Timur, M., 1982. Ichthyologie. Balık Bilimi. A.Ü. Veteriner Fakültesi Yayınları. 392, 176p.
- Bentivegna, C.S., Piatkowski, T. 1998. Effects of tributyltin on medaka (*Oryzias latipes*) embryos at different ages of development. *Aquatic Toxicol*, 44:117-123.
- Bull, J.J. 1981. Sex ratio evolution when fitness varies. *Heredity*, 46 (1): 9-26.
- Bushong, S.J., Hall, L.W., Jr, Hall, W.S., Johnson, W.E., Herman, R.L. 1988. Acute toxicity of tributyltin to selected Chesapeake Bay fish and invertebrates. *Water Research* 22: 1027-1032.
- Büyüktuncer, Z., Başaran, A. A., 2005. Fitoöstrojenler ve sağlıklı yaşamdaki önemleri. Hacettepe Üniversitesi, Eczacılık Fakültesi Dergisi, 25(2): 79-94
- Capples, ME, McKnight, A., 1994. Randomised controlled trial of health promotions in general practice for patients at high cardiovascular risk. *BMJ*, 309:993-6
- Cardinali, M., Maradonna, F., Olivotto, I., Bortoluzzi, G., Mosconi, G., Polzonetti-Magni, A.M., Carnevali, O. 2004. Temporary impairment of reproduction in freshwater teleost exposed to nonylphenol. *Reprod. Toxicol.*, 18 (4): 597-604
- Chourrout, D., Quillet, E. 1982. Induced gynogenesis in the rainbow trout: sex and survival of progenies: production of all triploid populations. *Theoretical and Applied Genetics*, 63 : 201-205
- Cipriano, R.R., Ribeiro, C.A.O., Cestari, M.M., Fenocchio, A.S. 2004. Evaluation of the Effects of Tributyltin (TBT) on Chromosomes of the Neotropical Fish *Astyanax* sp. (Pisces, Tetraodonidae). *Cytologia*, 69 (2): 187-190.
- Colborn T, vom Saal FS, Soto AM. 1983 Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environ Health Persp* 1993;101:378-84.
- Curieux-Belfond, O., Moslemi, S., Mathieu, M., Séralini, G.E. 2001. Androgen metabolism in oyster *Crassostrea gigas*: evidence for 17 β -HSD activities and characterization of an aromatase-like activity by pharmacological compounds and a marine pollutant. *J. Steroid Biochem.* 78: 359-366.
- Çelikkale, M.S. 2003. Balık Biyolojisi. Karadeniz Teknik Üniv. Matbaası, Trabzon, 387 s.
- Çetinkaya, S. 2009. Endokrin çevre bozucular ve ergenlik üzerine etkileri. *Dicle Tıp Dergisi*, 36 (1): 59-66
- Duydu, Y. 1993. Organokalay Bileşiklerinin Yarattıkları Önemli Çevre Sorunları. Ankara Ecz, Fak, Der. 22: 1-2

- Düzgüneş, O., Kesici, T. Ve Gürbüz, F., 1993. İstatistik metodları. Ankara Üniv. Ziraat Fak. Yayınları 1291. Ders Kitabı:369. 218s.
- Fenske, M., Segner, H. 2004. Aromatase modulation alters gonadal differentiation in developing zebrafish (*Danio rerio*). *Aquat. Toxicol.* 67: 105–126.
- Fent, K., Meier, W. 1992. Tributyltin-induced effects on early life stages of minnows *Phoxinus phoxinus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 22(4): 428-438.
- Fırat, Ö. 2007 *Oreochromis niloticus*'ta metal (Zn, Cd) ve metal karışımının (Zn+Cd) kandokusunda fizyolojik ve biyokimyasal parametreler üzerine etkisi. Doktora Tezi, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana, 248 s.
- Finkelstein JS, Mc Cully WF, MacLaughlin DT, Godine JE, Crowley WF.1988 The mortician's mystery. Gynecomastia and reversible hypogonadotropic hypogonadism in an embalmer. *N Eng J Med* 1988;318:961-5.
- Fujioka, 2001. Thermolabile sex determination in honmoroko. *Journal of Fish Biology*, 59: 851–861.
- Gibbs, P.E., Bryan, G.W. 1986. Reproductive failure in populations of the dog whelk, *Nucella lapillus*, caused by imposex induced by tributyltin from anti-fouling paints. *J. Mar. Biol. Ass. (UK)*, 66: 767–780.
- Guo, S., Qian, L., Shi, H., Barry, T., Cao, Q., Liu, J. 2010. Effects of tributyltin (TBT) on *Xenopus tropicalis* embryos at environmentally relevant concentrations. *Chemosphere*, 79 (5): 529-533
- Güneş, G., Ertürk, F., 2009. İZAYDAŞ Tehlikeli Atık Yakma Tesisi ve İSTAÇ Tıbbi Atık Yakma Tesisinde Dioksin/Furan Oluşumunun ve Gideriminin İncelenmesi. *Ekoloji*, 18 (70): 67-73
- Hall, Jr, L.W., Bushong, S.J., Hall, W.S., Johnson, W.E. 1988. Acute and chronic effects of tributyltin on a Chesapeake Bay copepod. *Environment Toxicology and Chemistry*, 7: 41–6.
- Hano, T., Oshima, Y., Kim, S. G., Satone, H., Oba, Y., Kitano, T., Inoue S., Shimasaki Y., Honjo T. 2007. Tributyltin causes abnormal development in embryos of medaka, *Oryzias latipes*. *Chemosphere*, 69(6): 927–933
- Hill, R.L., David, J.D.M. 2003. Developmental estrogenic exposure in zebrafish (*Danio rerio*). I. Effects on sex ratio and breeding success. *Aquat. Toxicol.* 63: 417–429.
- His, E., Robert, R. 1983. Developpement des veligeres de *Crassostrea gigas* dans le bassin d'Arcachon. Etudes sur les mortalites larvaires. *Rev. Trav. Inst. Peches. Marit.*, 47 (1-2): 63-88

- Iguchi, T., Watanabe, H., Katsu, Y. 2001. Developmental effects of estrogenic agents on mice, fish, and frogs: a mini-review. *Horm. Behav.* 40: 248–251.
- İşcan, M., Togan, İ., Tabak, İ., Uğuz, C., Ergüven, A., Eroğlu, Y., Zengin, M., Aktaş, M., Zengin, B., 2001. Deniz ve akarsulardaki kirliliğin Karadeniz'deki ekonomik değeri yüksek balıkların stok ve üremesi üzerine olan etkisinin belirlenmesi. Proje Raporu, Su Ürünleri Merkez Araştırma Enstitüsü, Trabzon.
- Jayachandran, K., Pugazhendy, K. 2009. Histopathological Changes in the Gill of *Labeo rohita* (Hamilton) Fingerlings Exposed to Atrazine. *American-Eurasian Journal of Scientific Research* 4 (3): 219-221
- Jensen, H. F., Holmer, M., Dahllöf, I. 2004. Effects of tributyltin (TBT) on the seagrass *Ruppia maritima*. *Marine Pollution Bulletin*, 49 (7-8): 564-573
- Kahvecioğlu, Ö., Kartal, K., Güven, A., Timur, S. 2008. Metallerin çevresel etkileri-1. *Metalurji*, 136.
- Kallman, K.D. 1984. A new look at sex determination in poeciliid fishes, pp. 95-171. In B.J. Turner (ed). *Evolutionary genetics of fishes*. Plenum Publishing Corp., New York, NY.
- Karayücel, İ. 2010. Genetik Ders Notları. Sinop Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi, Sinop.
- Kavumpurath, S., Pandian, T.J. 1993. Production of a YY female guppy, *Poecilia reticulata*, by endocrine sex reversal and progeny testing. *Aquaculture*, 118: 183-189
- Kılıç B., Aşkın O.O. 2006. Gıdalarda Dioksin Varlığı ve Sağlık Üzerine Etkileri. Türkiye 9. Gıda Kongresi, 24-26 Mayıs 2006, Bolu. Sempozyum Bildiri Kitabı s:277
- Kinnberg, K., Toft, G. 2003. Effects of estrogenic and antiandrogenic compounds on the testis structure of the adult guppy (*Poecilia reticulata*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 54 (1):16-24.
- Kitano, T., Takamune, K., Nagahama, Y., Abe, S.I. 2000. Aromatase inhibitor and 17 α -methyltestosterone cause sex-reversal from genetical females to phenotypic males and suppression of P450 aromatase gene expression in Japanese flounder (*Paralichthys olivaceus*). *Mol. Reprod. Dev.*, 56: 1–5.
- Maack, G., Segner, H. 2004. Life-stage-dependent sensitivity of zebrafish (*Danio rerio*) to estrogen exposure. *Comp. Biochem. Physiol. C* 139: 47–55.
- Makita, Y. 2007. Effects of perinatal combined exposure to 1,1-dichloro-2,2-bis (*p*-chlorophenyl) ethylene (*p,p'*DDE) and tributyltin (TBT) on rat female reproductive system. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 25 (3): 380–385

- McAllister, B.G., Kime, D.E. 2003. Early life exposure to environmental levels of the aromatase inhibitor tributyltin causes masculinisation and irreversible sperm damage in zebrafish (*Danio rerio*). *Aquatic Toxicology*, 65: 309-316
- Nagahama, Y., Nakamura, M., Kitano, T., Tokumoto, T. 2004. Sexual plasticity in fish: a possible target of endocrine disruptor action. *Environ. Sci.* 11: 73-82.
- Nakayama, K., Oshima, Y., Yamaguchi T., Tsuruda Y., Kang, I.J., Kobayashi, M., Imada, N., Honjo, T. 2004. Fertilization success and sexual behavior in male medaka, *Oryzias latipes*, exposed to tributyltin. *Chemosphere* 55: 1331-1333
- Naz, İ. 2009. Bazı farmasetik maddelerin aktif çamur biyokütlesi tarafından adsorblanma özelliklerinin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
- Nirmala, K., Oshima, Y., Lee, R., Imada, N., Honjo, T., Kobayashi, K. 1999. Transgenerational toxicity of tributyltin and its combined effects with polychlorinated biphenyls on reproductive processes in Japanese medaka, *Oryzias latipes*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18: 717-721.
- Oehlmann, J., Fioroni P., Stroben, E., Markert, B. Tributyltin (TBT) effects on *Ocenebrina aciculata* (Gastropoda: Muricidae): imposex development, sterilization, sex change and population decline. *Science of The Total Environment*, 188(2-3): 205-223
- Oğuzhan, P., Atamanalp, M. 2008. Su kirliliğinin balıklarda üreme üzerine etkileri. Kemaliye 5. Geleneksel Su Ürünleri Bilimsel ve Kültürel Platformu (Ulusal), 31 Mayıs-1 Haziran 2008, Erzincan.
- Okay, O.S. 2004 Antifouling içeren gemi boyalarının uluslar arası kurallar çerçevesinde kirlenici etkilerinin incelenmesi. Gemi Mühendisliği ve Sanayimiz Sempozyumu, 24-25 Aralık 2004, İstanbul. Sempozyum Bildiri Kitabı s: 168-178
- Ören, P. 2009. Malathion'un *Oreochromis niloticus*'ta oksidatif stres kaynaklı endokrin bozucu etkileri. Yüksek Lisans Tezi, 2009. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana, 59 s.
- Örn, S., Holbech, H., Madsen, T.H., Norrgren, L., Petersen, G.I. 2003. Gonad development and vitellogenin production in zebrafish (*Danio rerio*) exposed to ethinylestradiol and methyltestosterone. *Aquatic Toxicology* 65:397-411
- Öztürk, D.2009 *Cyprinus carpio*'da Malathion Etkisinde Lipit Peroksidasyonu ve Serum Steroid Hormon Düzeylerindeki Değişimler. Yüksek Lisans Tezi Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı Adana.

- Piferrer, F. 2001. Endocrine sex control strategies for the feminization of teleost fish. *Aquaculture*, 197: 229-281
- Piferrer, F., Zanuy, S., Carillo, M., Solar, I., Devlin, R.H., Donaldson, E.M. 1994. Brief treatment with an aromatase inhibitor during sex differentiation causes chromosomally female salmon to develop as normal functioning males. *J. Exp. Zool.* 270: 255–262
- Pinkney, A. E., Matteson, L. L., Wright, D. A. 1990. Effects of tributyltin on survival, growth, morphometry, and RNA-DNA ratio of larval striped bass, *Morone saxatilis*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 19 (2): 235-240
- Ruiz, J. M., Bryan, G. W., Gibbs, P. E. 1994. Effects of tributyltin (TBT) exposure on the veliger larvae development of the bivalve *Scrobicularia plana* (da Costa). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 186 (1): 53-63
- Saitoh, M., Yanase, T., Morinaga, H., Tanabe, M., Um, Y.M., Nishi, Y., Nomura, M., Okabe, T., Goto, K., Takayanagi, R., Nawata, H. 2001. Tributyltin or triphenyltin inhibits aromatase activity in the human granulosa-like tumor cell line KGN. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 289: 198–204.
- Santos, M.M., Micael, J., Carvalho, A.P., Morabito, R., Booy, P., Massanisso, P., Lamoree, M., Reis-Henriques, M.A. 2006. Estrogens counteract the masculinizing effect of tributyltin in zebrafish. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 142 (1-2) 151–155
- Seinen, W., Helder, T., Vernij, H., Penninks, A., Leeuwangh, P. 1980. Short term toxicity of tri-n-butyltinchloride in rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson) yolk sac fry. *The Science of the Total Environment*, 19 (2): 155-166
- Sevin, G., Arun, M. Z., Üstünes, L. 2005. Estrojenler ve projestinler. *Farmakoloji Dergisi*, 1: 35
- Seyran, A., Erişir, M. 2008. Poli Klorlu Bifeniller ve Sağlık Üzerine Etkileri. *Fırat Üniversitesi Sağlık Bilimleri Dergisi*, 22 (1), 33-40.
- Shapiro, D.Y. 1988. Behavioral influences on gene structure and other new ideas concerning sex change in fishes. *Environ. Biol. Fish*, 23: 283-297
- Shepherd, J., Bromage, N. 1992. *Intensive fish farming*. Blackwell Scientific Publications, 416 s.
- Shimasaki, Y., Kitano, T., Oshima, Y., Inoue, S., Imada, N., Honjo, T. 2003. Tributyltin causes masculinization in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (1): 141-144
- Shimasaki, Y., Oshima Y., Inoue, S., Inoue, Y., Kang, I.J., Nakayama, K., Imoto, H., Honjo, T. 2006. Effect of tributyltin on reproduction in Japanese whiting, *Sillago japonica*. *Marine Environmental Research* 62: 245–248

- Short, J.W. and Thrower, F.P. 1986. Accumulation of butyltins in muscle tissue of chinook salmon reared in sea pens treated with tri-n-butyltin. *Marine Pollution Bulletin*, 17(12):542-545.
- Strike PW., 1991. *Statistical methods in laboratory medicine*. Oxford: Butterworth-Heinemann.
- Sullivan, F.M., Barlow, S.M.1979. Congenital malformations and other reproductive hazards from environmental chemicals. *Proc R Soc Lond B Biol Sci*, 205:91-110.
- Sümbüloğlu, K. ve Sümbüloğlu, V., 2000. *Biyoistatistik*. Hatipoğlu Yayınevi M.F. ÇakmakCAD. 64/A Beşevler 06500 Ankara. 297 s.
- Şahan, A. 2007. Farmosetik maddelerin aktif çamur arıtma prosesinde abiyotik gideriminin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.
- Şenyiğit, A., Dalğıç, A., Kavak, O. 2004. Asbestin Sağlığa Etkileri. *Dicle Tıp Dergisi*, 31 (4), 48-52.
- Takahashi, H. 1975. The process of functional sex reversal of the gonad in the femela guppy, *Poecilia reticulata*, treated with androgen before birth. *Development, Growth&Differentiation* 17(2):167-175.
- Toft G., Baatrup E. 2003. Altered sexual characteristics in guppies (*Poecilia reticulata*) exposed to 17 β -estradiol and 4-*tert*-octylphenol during sexual development. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 56 (2): 228-237.
- Uchida, D., Yamashita, M., Kitano, T., Iguchi, T. 2004. An aromatase inhibitor or high water temperature induce oocyte apoptosis and depletion of P450 aromatase activity in the gonads of genetic female zebrafish during sexreversal. *Comp. Biochem. Physiol. A* 137: 11–20.
- Ünsal, Ç., Sarıyar, G., Phytoestrogens for Antiaging (Antiaging için Fitoöstrojenler). *J. Med. Sci. (Türkiye Klinikleri)*, 28: 160-165
- Vural H., 1995. Gıda Kirliliği Açısından Dioksin ve Furan İzomerleri. *Ekoloji Çevre Dergisi*. Sayı: 15: 45-49s.
- Zhang J., Zuo Z., Chen Y., Zhao Y., Hu S., Wang C. 2007. Effect of tributyltin on the development of ovary in female cuvier (*Sebastiscus marmoratus*). *Aquatic Toxicology* 83, 174–179

SÖZLÜK

Abiyotik: Biyolojik olmayan malzeme, faktör, çevre

Absorbe: Soğurma

ACTH: Adreno kortikotropik hormon

Agonist: Ters sinerjistik etki. Bileşkenin birimlerinin herbirine göre daha az etkili olması.

Antimikrobik: Mikrobiyel büyümeyi önleyen kimyasal ya da biyolojik maddeler.

Asbest: Tremolitin bozulmasından oluşan, lifli, kırılmadan bükülebilen ve ateşte niteliği değişmeyen bir mineral, taş pamuğu, kaya lifi

Atrofi: Daha önce normal olan bir organın yapı ve görev bakımından zayıflama ya da küçülmesi.

Biyoyararlanım: Bir etkin maddenin dozaj şeklinde emilerek sistematik dolaşıma geçme hızı ve derecesi.

Corpus: Canlı ya da cansız gövde.

Deformasyon: Biçimi bozulma, biçimsizleşme.

Duodenum mukozası: 12 parmak bağırsağı

Ekolog: Ekolojiyle uğraşan kimse, ekoloji uzmanı

Ekzojen: İncelenen bir organizma, hücre ya da sistemin dışında oluşan

Eliminasyon: Eleme

Endojen: Hücre ya da sistem içinden gelen; dokularda biyosentez ve yıkım olayları

Endotelial: Dolaşım sisteminin tüm yapılarının (kalp boşlukları, atardamarlar, kılcal ve toplardamarlar, lenf damarları) iç yüzünü örten çok ince katmana (yaprağa) verilen ad

Epinephrin: Adrenalin

Epitel hiperplazi: Epitel dokuda meydana gelen hücre sayısındaki artış nedeniyle büyüme.

Fenotipik: Genetik ve çevresel etkenlerin yarattığı özelliklerin canlının dış görünüşündeki yansımaları

Fetal: Doğmamış çocukla ilgili

Fotosentetik: Besin üretirken ışıktan yararlanan canlılar

FSH: Folikül stimüle edici hormon

Ginogenetik: Kromozon manipulasyon sistemlerinden biri olup, babadan herhangi bir genetik materyalin gelmesini engellemek için, yumurtaların, mutajenlerle genetiksel aktiviteleri önlenmiş spermle döllenmesi olarak tanımlanabilir.

Gonadotropin: Testislerden sperm, overlerden yumurta üretmek için bu sistemleri uyarma kapasitesine sahip hormonlardır.

Gonokorist: Eşey organlarının ayrı bireyler üzerinde taşınması; dişi ve erkek bireyleri ayrı olarak meydana getirme

Hematopoetik : Kan yapıcı

Hepatosomatik indeks: Karaciğer ağırlığının toplam vücut ağırlığına oranının yüzle çarpımı ile hesaplanan değer.

Hermofrodit: Hem erkek hem de dişi üreme organı bulunduran canlılara verilen addır

Heterogametik: Bir türün dişi ya da erkek eşeyinin eşit sayıda benzemeyen eşeylik gözeleri meydana getirmesi; eşit olmayan eşey kromozomlarını kapsayan; XY kromozomlu olan; heterogametleri olan

İmmün: Bir hastalığa karşı bağışıklık kazanmış

İnsulin: Vücudumuzda midenin arka tarafına yerleşmiş, yaprak şeklinde bir organ olan pankreasın beta hücrelerinden salınan bir hormondur.

İnterferans: Hücrede bir tip virüsün varlığının diğer virüsün çoğalmasını önlemesi

Jinekomasti: Erkeklerde kadınsı meme büyümesi

Kalsitonin: Tiroid bezi tarafından salgılanan, kemiklerde kalsiyum depolanmasını hızlandıran bir hormon

Kardiyovasküler: Kalp ve kan damarlarıyla ilgili

Karsinogenezis: Normal hücrelerden kanserli hücrelerin meydana gelmesi.

Kontamine : Bir hastalık, mikrop bulaşmış kişi veya nesne

Kortizol: Bedende böbreküstü bezleri tarafından salgılanan önemli bir hormondur

Kromatid: DNA'nın hücre bölünmesi sırasında sentezlenen protein bir zar ile paketlenerek sentromel ile birbirine tutturulmuş iki kopyasından her biridir.

Laktasyon: Memelerden süt gelmesi veya vücutta süt imali

Letaliteye: Belirli bir hastalıktan ölenlerin sayısı ile o hastalık için kesin tanı koyulan olgu sayısı arasındaki oran

Melanophor: Melanin üretmeyen ancak melanini fagosite ettiği için boyanmış görünen makrofaj kökenli hücreler

Menstrual bozukluklar: Bir adet bozukluğu kadının adet döngüsü içinde düzensiz bir durumdur.

Mezoderm: Embriyo gelişimi sırasında meydana gelen orta tabaka.

Modifikasyon: Çevre etkisiyle vücut hücrelerinde görülen ve kalıtsal olmayan değişikliklere denir.

Nörohormon: Salgılandıkları yerlerden uzaktaki hücreler üzerine etki eden, beyinde, nörosekresyon hücreleri tarafından salgılanan hormonlar.

Oligosperm: Menide spermatozoidlerin normalden az oluşu

Ozmöregülasyon: Organizma içerisindeki tuz su dengesinin korunması.

Otozomal: Otozom eşey kromozomu olmayan 22 çift kromozomu kapsayan kromozom grubudur otozomal ise otozoma ait olan.

Pankreozym: Pankreasın enzim üretimini uyaran ve 12 parmak bağırsağından salgılanan hormon.

Pituitary: Hipofiz

Proses: Girdileri çıktılara dönüştüren birbirleriyle etkileşimli olan faaliyetlerin bütünü

Sediment: Daha önce var olan kayalardan ayrışarak kimyasal yollarla çökelen yeryüzü malzemesidir.

Semptom: Vücuttaki bir hastalığa eşlik eden ve hastalığın göstergesini oluşturan belirti.

Steroid: Birbiriyle kaynaşmış 4 halkadan oluşan karbon iskeletli bir lipittir.

Steroidenez: Steroidlerin kolesterolden üretilip diğer steroidlere çevrilmesi olayı.

Stimüle: Vücutta uyarıcı reaksiyon yaratan.

Thyrotropic: Ön hipofizden salgılanan bir hormon olup, tiroid bezini uyarır.

Uterus: Rahim, döl yatağı

Üriner sistem: İdrar yapımı ve atılmasıyla ilgili sistemidir.

Ürogenital atrofi: İdrar yollarında oluşan üroatrofiyi ve vajinada oluşan genital atrofiyi içerir.

Vazomotor: Kan damarlarında büzülme ve genişleme hareketleri.

ÖZGEÇMİŞ

1983 yılında Sinop'ta doğdu. İlkokulu Sinop'ta orta ve lise öğrenimini Ankara'da tamamladı. 2003 yılında Ondokuzmayıs Üniversitesi Sinop Su Ürünleri Fakültesi'nde yüksek öğrenimine başladı ve 2007 yılında mezun oldu. 2007 yılında Sinop Üniversitesi Fen bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri Yetiştiriciliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans öğrenimine başladı ve halen daha devam etmektedir.